

CONTRÔLE ET RÉDUCTION DES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DES SITES MINIERs PAR LA VÉGÉTATION :
ÉVALUATION DE L'EFFICACITÉ PAR MODÉLISATION

par

Elyse Hamel

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable en
vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Monsieur Richard Leduc Ph.D.

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Avril 2017

SOMMAIRE

Mots-clés : Pollution atmosphérique, végétation, haie brise-vent, érosion éolienne, déposition de particules, sites miniers, dispersion atmosphérique.

Le Québec dispose d'une industrie minière très développée qui comprend plusieurs sites miniers en exploitation ou en développement. Ces sites sont associés à plusieurs enjeux environnementaux et font l'objet de préoccupations de la population. Un de ces enjeux est celui de la qualité de l'air, car les mines sont souvent associées à l'émission de particules dans l'atmosphère. Les particules peuvent causer des effets irréversibles sur la santé, principalement pour les particules fines $PM_{2.5}$ qui peuvent être inhalées et causer des maladies respiratoires et des cancers.

L'objectif de l'essai est d'évaluer l'efficacité de contrôle et de réduction des émissions de particules des sites miniers par la végétation. Dans cette étude, les bénéfices de la végétation sur la pollution atmosphérique sont abordés de deux façons : d'abord par la réduction des émissions de particules des sites miniers en utilisant la végétation comme mur brise-vent pour réduire l'érosion éolienne, ensuite par l'utilisation de la végétation comme surface de déposition pour les particules. Ces deux méthodes sont analysées de façon théorique par une revue de littérature et par modélisation de la dispersion atmosphérique pour quantifier le potentiel de réduction des concentrations dans l'atmosphère.

Les études analysées confirment qu'une haie brise-vent peut réduire les vitesses de vent de plus de 25 %. Cette réduction permet de contrôler l'érosion éolienne des sites miniers, notamment des piles de minerai et de résidus. Les espèces d'arbres à favoriser pour réduire la vitesse du vent sont les conifères avec une importante densité foliaire comme le cyprès de Leyland. Les arbres permettent également de favoriser la déposition des particules. Plus l'indice de surface foliaire des arbres est élevé, plus le taux de déposition est grand. D'autres paramètres comme le contenu en cire des feuilles et la rugosité de la surface viennent augmenter le potentiel de déposition. Plusieurs espèces d'arbres augmentent la déposition dont le pin noir qui est le plus efficace selon les espèces analysées.

La modélisation des émissions atmosphériques des sites miniers a permis de quantifier l'efficacité de réduction de la pollution atmosphérique en comparant les concentrations de particules dans l'air ambiant avec et sans végétation. La présence de végétation permet de diminuer de plus de 50 % les concentrations de particules dans l'atmosphère à 2 km et plus des sites miniers. Par contre, la végétation augmente les concentrations de polluant à proximité des sources. La déposition des particules est quant à elle augmentée de plus de 50 % à proximité des sources lorsque les sites miniers sont entourés de végétation.

REMERCIEMENTS

Cet essai conclut mon parcours à la maîtrise en gestion de l'environnement. Je tiens sincèrement à remercier toutes les personnes qui m'ont soutenue et encouragée tout au long de mes études.

Je tiens tout d'abord à remercier Richard Leduc qui a non seulement été mon directeur d'essai, mais qui est également un mentor incroyable depuis le début de ma carrière. Richard est quelqu'un de passionné et de généreux qui n'hésite jamais à donner de son temps pour transférer ses connaissances. Je suis très reconnaissante d'avoir été en mesure de travailler avec lui sur cet essai et de continuer à travailler avec lui dans le futur.

Je remercie également mes collègues de travail chez Hatch qui m'ont soutenu pendant que je travaillais et que j'étudiais en même temps. Plus particulièrement à Marie-Christine Patoine qui m'a donné l'opportunité de travailler en environnement et en qualité de l'air. À ma collègue Romy qui a été mon support moral et ma référence en noms d'arbres latins.

Finalement je veux remercier mes amis et ma famille, mes plus fidèles supporteurs. Principalement mes parents pour m'avoir encouragé et donné l'opportunité d'étudier. C'est une grande richesse d'avoir une famille qui croit en moi et en mes capacités. Je remercie mes amis qui m'ont permis de décrocher de temps en temps du travail et des études. Et puis un merci tout spécial à Mathieu qui a hérité de plusieurs tâches ménagères et de mon stress pendant la rédaction de cet essai. Merci d'être toujours là pour m'encourager dans ce que j'entreprends.

Table des matières

INTRODUCTION	1
1. PROBLÉMATIQUE ENVIRONNEMENTALE	3
1.1. Description du contaminant	4
1.2. Risques associés à la problématique	5
2. MÉTHODOLOGIE	7
2.1. Recherche d'informations.....	7
3. ÉMISSIONS DE MATIÈRES PARTICULAIRES DES SITES MINIERES	9
4. ANALYSE DES EFFETS DE LA VÉGÉTATION	11
4.1. Végétation utilisée comme brise-vent.....	11
4.1.1. Effets sur l'érosion éolienne des piles et la manutention des matériaux	11
4.1.2. Efficacité de réduction du vent par utilisation de végétation brise-vent.....	14
4.2. Dépôt des particules sur la végétation.....	21
4.2.1. Vitesse de dépôt des particules	23
4.2.2. Resuspension des particules.....	30
4.2.3. Effet du dépôt particulaire sur la santé des écosystèmes.....	30
5. MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE	33
5.1. Domaine de modélisation.....	33
5.1.1. Écosystème forestier du domaine de modélisation	34
5.2. Données météorologiques.....	36
5.3. Caractéristiques de surface.....	38
5.4. Données sur la dépôt	40
5.5. Sources de contaminants atmosphériques.....	41
5.6. Modélisation de cas avec et sans végétation	43
6. ANALYSE DES RÉSULTATS DE MODÉLISATION DE DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE	48
6.1. Modélisation A – sols sans végétation.....	48
6.2. Modélisation B – sols avec végétation.....	50
6.3. Modélisation C – mur végétal brise-vent.....	53
6.4. Modélisation D – dépôt nulle	55
6.5. Comparaison des résultats de modélisation.....	57
6.6. Modélisations additionnelles.....	62

6.7. Limites de la modélisation	62
CONCLUSION.....	64
RÉFÉRENCES.....	67
Annexe 1 – Tableaux des résultats de concentration aux 72 récepteurs pour les modélisations de dispersion atmosphérique	72

Liste des figures

Figure 1-1: Organes exposés à l'inhalation des particules en fonction du diamètre de particule	6
Figure 4-1: Taux d'émission de particules PM10 en fonction de la vitesse de vent pour plusieurs sources de sites miniers	14
Figure 4-2 : Vitesse de vent en fonction du profil vertical et d'un pin de hauteur h.....	16
Figure 4-3 : Simulation des vitesses de vent en fonction de la densité foliaire d'un arbre synthétique (a) densité foliaire maximale (b) densité partielle (c) densité nulle	17
Figure 4-4: Circulation latérale d'air autour d'une haie brise-vent	18
Figure 4-5: Expérimentations avec une barrière de cyprès de Leyland pour déterminer le potentiel de réduction des vents.....	19
Figure 4-6: Profil de vitesse du vent exposé à une barrière végétale (A : Flux d'approche – B : Profil décalé – C : Écoulement affecté – D : Zone morte – E : Zone de mélange – F : Zone de rééquilibre.....	20
Figure 4-7: Comparaison de la géométrie des épinettes de pin avec les feuilles de bouleau (espèces de gauche à droite : pin rouge, pin blanc et bouleau jaune).	23
Figure 4-8: Vitesse de déposition des particules (en aérosol) en fonction du diamètre selon le modèle de Slinn (1982)	24
Figure 4-9: Profil vertical de la vitesse effective de déposition en fonction de la stabilité de l'atmosphère	25
Figure 4-10: Comparaison de la densité foliaire du pin blanc	28
Figure 5-1: Image satellite du domaine de modélisation (10 x 10km)	34
Figure 5-2: Zone d'exploitation minière en Abitibi-Témiscamingue	36
Figure 5-3: Rose des vents générée par CALMET pour les stations météorologiques retenues (vents à 10m du sol)	37
Figure 5-4: Concentration relative des particules en suspension dans l'atmosphère en fonction du diamètre des particules en microns.....	41

Figure 5-5: Localisation des récepteurs pour la modélisation de la dispersion des particules (croix bleues)	44
Figure 5-6: Modélisation A – Couvert de sol et source d'émission de particules gris = sol dénudé, bleu = eau	45
Figure 5-7: Utilisation des sols pour le cas B (avec végétation) – vert = forêt de conifère – bleu = eau – orange = arbustes	46
Figure 6-1: Résultats de concentration maximale (24h) des particules en suspension totales pour la modélisation sur sol rocheux (sans végétation) – cas A	49
Figure 6-2: Résultats de concentration maximale (24h) des particules en suspension totales pour la modélisation sur sol avec végétation – cas B	52
Figure 6-3: Résultats de concentration maximale (24h) des particules en suspension totales pour la modélisation sur sol avec végétation et les effets d'une réduction des vents – cas C	54
Figure 6-4: Résultats de concentration maximale (24h) des particules en suspension totales pour la modélisation sans déposition particulaire – cas D	56
Figure 6-5: Comparaison des flux de déposition des particules totales (PST) pour les modèles de dispersion avec (cas B) et sans végétation (cas A)	58
Figure 6-6: Comparaison des flux de déposition des particules fines (PM10) pour les modèles de dispersion avec (cas B) et sans végétation (cas A)	59
Figure 6-7: Comparaison des flux de déposition des particules fines (PM2,5) pour les modèles de dispersion avec (cas B) et sans végétation (cas A)	60
Figure 6-8: Comparaison des résultats de concentration pour les PST à tous les récepteurs pour les quatre cas modélisés	61

Liste des tableaux

Tableau 3-1: Estimation des facteurs d'émissions d'activités minières émettrices de particules en suspension totales (PST)	10
Tableau 4-1: Vitesses de frottement seuil mesurées sur le terrain pour des piles de matériaux	13
Tableau 4-2: Densité foliaire d'un mur brise-vent en fonction de sa configuration et de ses espèces végétales	21
Tableau 4-3: Espèces d'arbres analysées et vitesse de déposition des particules fines PM2,5	27
Tableau 4-4: Densité des particules analysées sur les feuilles (x106/cm2)	29
Tableau 4-5: Taux de mortalité de certaines espèces d'arbres exposées à la pollution urbaine	31
Tableau 5-1: Paramètres pour l'utilisation des sols selon les données d'utilisation des sols	39
Tableau 5-2: Paramètres utilisés dans CALPUFF pour la déposition des particules	40
Tableau 5-3: Sources d'émissions intégrées dans le modèle de dispersion atmosphérique	42

Tableau 6-1: Résultats de concentration et déposition sèche des particules sur une période de 24h – cas A.....	50
Tableau 6-2: Résultats de concentration et déposition sèche des particules sur une période de 24h – cas B.....	53
Tableau 6-3: Pourcentage de variation du cas avec végétation (cas B par rapport à celui sans végétation (cas A)	53
Tableau 6-4: Résultats de concentration et déposition sèche des particules sur une période de 24h – cas C.....	55
Tableau 6-5: Pourcentage de variation du cas avec végétation et mur brise-vent (cas C) par rapport à celui avec végétation sans mur brise-vent (cas B)	55
Tableau 6-6: Résultats de concentrations maximales sur une période de 24h.....	57
Tableau 6-7: Pourcentage de variation du cas avec végétation sans déposition (cas D) par rapport à celui avec végétation et déposition des particules (cas B)	57

Liste des acronymes

BAPE	Bureau d’audiences publiques sur l’environnement
INRP	Inventaire national des rejets de polluants
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MERN	Ministère de l’Énergie et des Ressources naturelles
OMS	Organisation mondiale de la santé
PM _{2,5}	Particules fines de diamètre inférieure à 2,5 microns
PM ₁₀	Particules fines de diamètre inférieur à 10 microns
PST	Particules en suspension totales
US EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

LEXIQUE

Albédo	Rapport du rayonnement (énergétique ou lumineux) réfléchi par une surface ou un corps au rayonnement incident. Un corps noir possède un albédo nul tandis que la neige possède un albédo de 80 % (OMM, 2017).
CALMET	Modèle météorologique utilisé avec le modèle CALPUFF qui permet de compiler les données météorologiques de surface et aérologiques avec les propriétés géographiques d'une étendue (topographie et utilisation des sols). CALMET permet la production des fichiers de données en trois dimensions pour représenter les conditions atmosphériques d'un domaine sélectionné (Exponent, 2014).
CALPUFF	Modèle de dispersion atmosphérique lagrangien sous forme de bouffées (<i>puff</i>) qui utilise des données météorologiques en trois dimensions (CALMET) pour simuler la dispersion de gaz et solides dans l'atmosphère (Exponent, 2014).
Cisaillement	Contrainte subie lorsque la force s'exerce en sens opposés de façon tangentielle à une surface (<i>Larousse, s. d.</i>). En météorologie, le cisaillement est défini comme étant le cisaillement du vent.
Cisaillement du vent	Le cisaillement du vent est une différence de la vitesse ou de la direction du vent entre deux points de l'atmosphère (OMM, 2017).
Dépôt sec	Déposition de gaz ou particules contenues dans l'atmosphère sur une surface de façon gravitaire sans l'effet de précipitations qui provoquent une déposition dite humide (RecyConsult, 2010).
Force de traînée	Force qui s'oppose au mouvement d'un corps dans un fluide. En dispersion atmosphérique, le fluide en question est l'air (<i>Larousse, s. d.</i>).
Indice de surface foliaire	Grandeur sans dimension qui représente la surface foliaire d'une plante, d'un arbre ou d'une forêt par unité de surface de sol. Cet indice s'exprime en m^2/m^2 et varie souvent de 2 à 10, la valeur plus élevée représentant des plantations d'espèces résineuses très denses (Gobron, Leaf Area Index, s. d.).
Longueur de Monin-Obukhov	Variable utilisée pour décrire les effets de convection et de turbulence dans l'atmosphère, principalement dans la partie inférieure de la couche limite atmosphérique. Cette longueur L est l'altitude à laquelle la production d'énergie cinétique turbulente par flottabilité égale celle par cisaillement du vent. Généralement, le paramètre L est négatif durant la journée pendant l'ensoleillement qui provoque un

	environnement convectif instable. Le paramètre L est positif durant la nuit, ce qui représente une stabilité atmosphérique (US EPA, 2013).
Résistance cuticulaire	Capacité des cuticules à retenir les gaz et les particules qui se déposent sur celles-ci. Cette résistance est exprimée en s/m (US EPA, 2013).
Scorie	Mélange d'oxydes de métaux qui sont issus du traitement ou de la transformation des métaux à haute température.
Turbulence	Mouvements de l'air aléatoires et toujours changeants se superposant au mouvement moyen de l'air (Larousse).
Vitesse de frottement (u^*)	Cette vitesse, aussi nommée vitesse de friction, est une formulation qui permet d'exprimer le cisaillement comme une vitesse. Elle est utilisée pour évaluer le taux de cisaillement et de dispersion dans un écoulement (comme pour des particules dispersées dans l'atmosphère). La vitesse de frottement est également utilisée pour évaluer le taux de déposition des particules ou des sédiments (American Meteorology Society, 2012).

INTRODUCTION

L'exploitation des ressources naturelles est essentielle au développement et à la croissance économique. L'exploitation a cependant un coût économique, social et environnemental. Dans le domaine minier, les impacts de l'exploitation sur l'environnement sont importants. Le Québec dispose d'une industrie minière très développée qui comprend plusieurs sites miniers en phase de fermeture et plusieurs sites actifs ou en développement. Les sites miniers sont associés à plusieurs enjeux environnementaux et font l'objet de préoccupations de la population. Dernièrement au Québec, plusieurs projets ont suscité des inquiétudes de la part de la population quant aux impacts négatifs sur l'environnement et la santé publique tels que la mine Arnaud, une mine d'apatite, et la mine de Malartic, une mine d'or. Un article récemment publié sur la Mine de Malartic mentionne que «la situation actuelle nuit à la qualité de vie et, par le fait même, à la santé des citoyens et citoyennes concernés.» (Bégin, 2016). Des sondages font également mention de l'inquiétude de la population quant aux poussières émises lors des activités minières.

Un des impacts importants des sites miniers est l'impact négatif sur la qualité de l'air. La diminution de la qualité de l'air à proximité des sites miniers mène à des nuisances pour la population et affecte la qualité de vie. Un enjeu encore plus important des sites miniers est la présence de métaux nocifs pour la santé dans les particules inhalables. Une exposition à des concentrations anormalement élevées près des sites miniers peut mener à des maladies respiratoires, cardiovasculaires et des cancers (Zota, 2012). Selon des études sur la santé, une augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la concentration des particules dans l'air ambiant peut augmenter les risques de mortalité par cancer du poumon jusqu'à 8 % (Nowak, Hirabayashi, Bodine et Hoehn, 2013).

Il existe plusieurs mesures de mitigation qui permettent de minimiser les émissions de poussières et qui sont utilisées dans plusieurs contextes. Une des mesures qui est couramment utilisée est l'arrosage ou l'utilisation d'abat-poussière sur les routes et les autres sources émettrices de poussières. Ces mesures sont efficaces, mais mènent souvent à d'autres problématiques pour la gestion de l'eau de drainage contaminée et le potentiel de contamination de l'eau de surface à l'extérieur des sites (US EPA, 2002). Une méthode moins courante pour minimiser l'emportement de poussières et les concentrations de poussières contenues dans l'atmosphère est la plantation d'arbres et végétaux à proximité des sources de poussières des sites miniers. Les sites miniers sont souvent exploités dans des zones isolées, mais de

plus en plus, les projets développés se rapprochent de la population en analysant les derniers projets ayant fait l'objet d'études d'impact sur l'environnement au Québec. Il devrait être impératif de mieux contrôler les émissions de particules.

La méthode de contrôle de la pollution atmosphérique par la végétation est couramment utilisée en milieu urbain afin de capter la pollution émise sur les grands axes routiers. Toutefois, les opinions sont mitigées quant à l'efficacité de la méthode. Certaines études mentionnent qu'une mauvaise plantation d'arbre peut avoir un effet inverse en augmentant les risques d'accumulation de poussières dans l'atmosphère. Cette étude permettra d'évaluer l'efficacité d'utiliser la plantation d'arbres comme mesure de mitigation efficace dans le contexte des sites miniers en effectuant une revue de littérature sur les pratiques de l'industrie et en réalisant une étude de dispersion atmosphérique qui permet de comparer les concentrations de particules dans l'atmosphère avec et sans végétation.

1. PROBLÉMATIQUE ENVIRONNEMENTALE

L'essai est réalisé en ayant l'objectif de répondre à la problématique environnementale de la pollution atmosphérique des sites miniers, plus précisément en déterminant si les arbres sont un bon moyen d'atténuer et de minimiser les impacts des mines sur la pollution atmosphérique causée par les émissions de particules.

Les problèmes de pollution atmosphérique des sites miniers sont bien connus. La plupart des études d'impact sur l'environnement déposées au Bureau d'audience publique sur l'environnement (BAPE) durant les dernières années ont démontré que les émissions atmosphériques des projets miniers sont bien au-delà des critères et des normes établies par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) pour les concentrations de contaminants dans l'air ambiant.

Les sections suivantes viseront à évaluer l'efficacité des végétaux afin de contrôler la dispersion de poussières des sites miniers par modélisation de la concentration dans l'atmosphère. Les aspects suivants seront analysés pour la problématique à l'étude :

- Évaluer les conditions atmosphériques et les phénomènes de dispersion et déposition des particules dans l'atmosphère.
- Déterminer quelles espèces d'arbres sont efficaces pour favoriser la déposition sèche des particules en suspension dans l'atmosphère.
- Déterminer quelles espèces d'arbres peuvent être utilisées pour créer un effet brise-vent pour réduire l'érosion éolienne.
- Quantifier les taux d'émission de poussières de l'érosion éolienne des sites miniers avant et après l'ajout de végétation comme mesure de réduction.
- Quantifier l'efficacité de réduction de poussières dans l'air ambiant par la végétation à l'aide d'un modèle de dispersion atmosphérique.

1.1. Description du contaminant

Les matières particulaires sont des éléments composés de solides et de liquides en suspension dans l'air (OMS, 2013). Ils sont souvent caractérisés selon leur taille plutôt que par leur composition étant donné que leur taille a un rôle important à jouer dans la durée de suspension dans l'air. Les tailles suivantes sont les catégories les plus couramment utilisées :

- $PM_{2.5}$ – Particules dont le diamètre est inférieur à 2,5 microns aussi caractérisées comme des particules fines.
- PM_{10} – Particules dont le diamètre est inférieur à 10 microns aussi caractérisées comme des particules grossières.
- PST – Particules en suspension totales qui comprend toutes les tailles de particules qui sont en suspension dans l'atmosphère. La taille varie habituellement de 0,1 à 100 microns.

La composition des particules varie selon la source d'émission. Typiquement, les particules sont composées des éléments suivants : sulfates, nitrates, ammonium, composés ioniques (sodium, potassium, calcium, magnésium et carbone élémentaire), métaux (incluant le cadmium, cuivre, nickel, vanadium et zinc) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). De plus, des composantes biologiques telles que des allergènes et des composés microbiens peuvent être contenus dans les particules (OMS, 2013).

Les particules peuvent provenir de sources naturelles, de l'érosion éolienne ou de sources anthropiques. Dans le cas à l'étude, les sites miniers sont une source importante de particules. Selon l'étude de dispersion atmosphérique de la Mine Arnaud (Génivar, 2013), les particules proviennent entre autres des équipements mobiles et des camions qui sont utilisés pour les activités minières. Elles proviennent également de la manutention des sols, du minerai et des résidus qui sont générateurs de poussières. Les routes non pavées sont également des sources importantes de particules, surtout à cause du camionnage important lors des activités d'exploitation. Les sites miniers qui sont situés dans des régions éloignées peuvent également contribuer à la pollution atmosphérique en utilisant des génératrices au diesel pour s'approvisionner en énergie.

1.2. Risques associés à la problématique

La présence de contaminants dans l'environnement devient problématique lorsque la contamination se concentre à des endroits habités ou des lieux où on retrouve des écosystèmes sensibles à la pollution atmosphérique. Plusieurs récepteurs, tels que les humains, les animaux et certains végétaux sont sensibles à la présence de particules en suspension dans l'atmosphère. Autant l'humain que les écosystèmes sont à risque. L'humain est particulièrement vulnérable étant donné qu'il inhale les polluants atmosphériques pendant la respiration.

Les particules en suspension dans l'atmosphère ont plusieurs effets indésirables dont des problèmes de visibilité, de smog et de déposition acide. Un des événements marquants pour la pollution atmosphérique est le *grand smog de Londres* qui aurait causé la mort de 12 000 personnes en 1952 (Davis, 2002). Ces mortalités sont directement liées à la pollution atmosphérique et principalement à cause des concentrations élevées de particules fines et de dioxyde de soufre (SO₂) dans l'atmosphère, deux contaminants qui sont souvent associés à l'exploitation minière et aux usines de traitement de minerai. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a récemment publié une étude sur les effets des particules sur la santé humaine. Les résultats de cette étude démontrent que les particules fines (PM_{2.5}) ont des effets importants sur la santé étant donné qu'elles peuvent pénétrer la région thoracique tel qu'illustré à la figure 1-1.

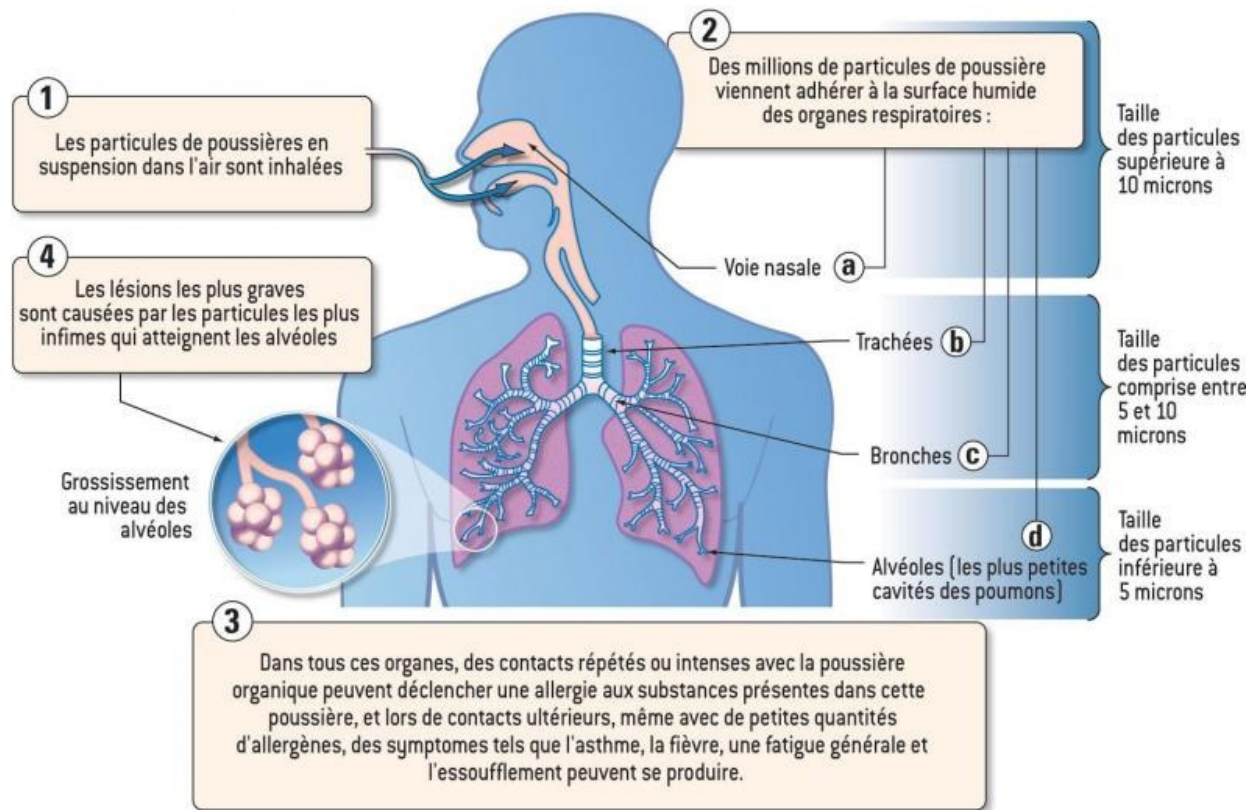


Figure 1-1: Organes exposés à l'inhalation des particules en fonction du diamètre de particule
(OMER7A, 2010)

Les effets sur la santé sont liés à une exposition sur une courte ou longue durée. Ces effets peuvent aller jusqu'à la mortalité causée par des maladies respiratoires, cardiovasculaires ou des cancers (cancer du poumon). Les effets dépendent également de la composition des particules. Les mines émettent des particules pouvant contenir des éléments et composés métalliques. Certains composés peuvent également contenir de la radioactivité, comme c'est le cas pour les mines d'uranium et de terres rares. Il est donc important de connaître la composition des particules afin de bien comprendre les effets potentiels sur la santé. Dans le domaine minier, on entend souvent parler de la silicose qu'on surnomme également la «maladie du mineur», qui est provoquée par l'inhalation de poussières de silice d'un diamètre inférieur à 5 microns (IRSST, 2005).

2. MÉTHODOLOGIE

Plusieurs étapes sont requises afin d'évaluer l'efficacité des végétaux comme mesure de réduction de poussières. Afin de respecter l'échéancier de réalisation de l'essai, des analyses et des mesures sur le terrain n'étaient pas possibles. La méthodologie utilisée pour évaluer l'efficacité des végétaux comme mesure de réduction des poussières a donc été basée sur des éléments théoriques combinés à l'utilisation d'un modèle de simulation gaussien qui permet de quantifier les concentrations de particules dans l'atmosphère afin d'en évaluer les changements.

La première étape qui a été complétée est une revue de littérature afin d'obtenir des données sur les différentes espèces végétales. La revue de littérature est l'étape clé de l'analyse, car celle-ci permet de compiler les données qui ont servi de base de calcul pour les modélisations. La revue de littérature a été centrée sur des articles scientifiques publiés dans les dix dernières années qui portent sur l'utilisation de végétaux pour améliorer la qualité de l'air. En plus des articles scientifiques, des études d'impact sur l'environnement pour les sites miniers ont été analysées afin de bien comprendre les problématiques auxquelles ces sites sont exposés. Cette première étape a permis d'obtenir toutes les informations nécessaires afin de passer à la deuxième étape de la méthodologie.

La deuxième étape consiste à produire un modèle de dispersion atmosphérique des contaminants en utilisant le modèle gaussien CALPUFF. Ce modèle est recommandé par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (US EPA) et le MDDELCC. Ce modèle de dispersion prend en compte les conditions atmosphériques et topographiques du site à l'étude et permet de simuler les concentrations dans l'atmosphère des sources d'émissions jusqu'à une distance de plus de 50 km. Ce modèle permet également d'intégrer les effets de déposition humide et sèche des particules émises. Ces effets de déposition sont augmentés par la présence d'arbres à proximité des sources. Des données météorologiques ont été compilées pour les données de surface et en altitude pour la modélisation.

2.1. Recherche d'informations

La recherche d'informations a été réalisée principalement par des sources d'informations secondaires. En effet, l'approche principale qui a été utilisée est de compiler et analyser des données publiées dans des articles scientifiques et publications récentes de chercheurs dans le domaine. L'obtention de ces informations est la base de cette étude, car elle permet d'obtenir des données permettant de quantifier

les effets de réduction de poussières provoqués par l'ajout de végétation sur le site sélectionné. Les informations retenues ne concernent pas nécessairement les sites miniers, car les informations recueillies peuvent facilement être transposées dans le contexte des sites miniers. La recherche a donc été effectuée par mots-clés en combinant les termes suivants dans la recherche:

- pollution atmosphérique, pollution de l'air, contaminants atmosphériques.
- particules en suspension, particules fines, particules inhalables, poussières.
- captation, adsorption, brise-vent, filtre, déposition, réduction.
- végétation, arbres, conifères, feuillus, forêt.

La qualité des sources d'information a été assurée en retenant des articles qui sont publiés par des journaux scientifiques et autres sources reconnues qui procèdent à une validation des articles avant publication. Les informations en provenance des organismes gouvernementaux et internationaux ont également été retenues. Les sources considérées sont préférablement récentes en considérant des articles publiés après 2005 pour avoir des éléments de recherche qui sont toujours d'actualité. Pour ce qui est des sources gouvernementales, telles que les informations recueillies de l'EPA, une exception a été accordée sur l'âge de publication des informations étant donné que leur validité est vérifiée régulièrement et que certaines mises à jour ont été effectuées aux cours des dernières années.

3. ÉMISSIONS DE MATIÈRES PARTICULAIRES DES SITES MINIERES

Les sites miniers sont connus comme étant des sources importantes de polluants. Une nuisance importante des activités minières est l'émission de particules. Une analyse des impacts de l'emportement de poussières des résidus miniers sur les concentrations de particules inhalables à proximité des sites miniers actifs et fermés confirme la présence de risque (Zota, 2012). Cette étude conclut que les piles de résidus miniers sont des sources importantes de pollution atmosphérique. Un aspect intéressant de l'analyse des impacts est le fait que la taille et la composition des particules en suspension dans l'atmosphère est directement liée à la taille et la composition des particules de résidus dans les piles des sites miniers. Il y a donc un lien direct de cause à effet entre les sites miniers et la pollution atmosphérique par les particules en suspension.

Les sources de contaminants atmosphériques des sites miniers sont nombreuses. Les activités minières suivantes sont reconnues comme étant d'importantes sources d'émission de particules selon plusieurs études d'impact sur l'environnement :

- Dynamitage;
- extraction minière dans une fosse à ciel ouvert;
- concassage de minerai;
- camionnage sur route non pavée;
- manutention du minerai, des stériles et des résidus; et
- entreposage de minerai, stériles et résidus en pile.

Le potentiel d'émission de particules de chacune des activités est présenté dans le tableau 3-1 qui rassemble plusieurs taux d'émissions issus d'études d'impact sur l'environnement pour des projets miniers.

Tableau 3-1: Estimation des facteurs d'émissions d'activités minières émettrices de particules en suspension totales (PST)

Activité	Mine Dumont – Mine de nickel 52 000 tonnes par jour (Génivar, 2013)	Mine Arnaud – Mine d'apatite 70 000 tonnes par jour (Génivar, 2013)	Mesures de mitigation applicables
Dynamitage	73,5 g/s	10,2 g/s	Arrosage
Concassage du minerai	0,21 g/s	0,17 g/s	Arrosage pendant le concassage Utilisation d'une hotte et/ou dépoussiéreur
Camionnage sur route non-pavée	24 g/s pour une route non pavée de 1378m	37,3 g/s pour une route non pavée de 1000m	Arrosage des routes Épandage d'abat-poussière
Manutention de minerai	1,52 g/s pour le chargement du minerai par une seule chargeuse	0,31 g/s pour le chargement du minerai par une seule chargeuse	Arrosage des matériaux manutentionnés Végétation brise-vent Mur brise-vent
Entreposage en pile (érosion éolienne)	$2,13 \times 10^{-5}$ g/m ² s pour une pile de stériles	$7,1 \times 10^{-5}$ g/m ² s pour une pile de minerai	Recouvrement de la pile Arrosage de la pile Brise-vent

Les sources présentées sont toutes des émissions de type fugitives. La différence entre les sources fugitives et les sources émises par des cheminées est importante dans le profil de dispersion. Les sources fugitives ont tendance à former un nuage qui se disperse moins loin qu'une source de cheminée étant donné qu'elles n'ont pas de vitesse de propulsion lors de leur décharge dans l'atmosphère et qu'elles sont émises près du sol comme pour le camionnage et le dynamitage.

4. ANALYSE DES EFFETS DE LA VÉGÉTATION

Les effets de la végétation sur la réduction de la pollution atmosphérique associée aux émissions particulaires sont nombreux. On mentionne que les arbres peuvent réduire la pollution et plus précisément les concentrations de particules dans l'atmosphère de façon directe et indirecte. Les arbres peuvent réduire les concentrations de particules de façon indirecte en réduisant la vitesse du vent en amont des sources d'émissions diffuses.

4.1. Végétation utilisée comme brise-vent

Tout d'abord, la végétation peut être utilisée comme brise-vent. Le fait de réduire la vitesse du vent en provenance d'une certaine direction peut réduire de façon significative les émissions de particules sur les sites miniers. Cette réduction peut être quantifiée à l'aide des formules permettant de déterminer les taux d'émissions pour l'érosion éolienne des piles et la manutention des matériaux en vrac, tels les minerais, les résidus et les produits issus de l'industrie minière.

4.1.1. Effets sur l'érosion éolienne des piles et la manutention des matériaux

Selon le guide d'instruction du MDDELCC (MDDELCC, 2015) pour la préparation et réalisation d'une modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques de projets miniers, la formule proposée pour calculer le dégagement d'émissions diffuses de particules est tirée du guide pour les carrières et sablières d'Environnement Canada. Cette formule est la suivante pour les piles (Environnement Canada, 2016) :

$$FE = 1,12 * 10^{-4} * J * 1,7 * \left(\frac{S}{1,5}\right) * \left(\frac{365 * (365 - P)}{235}\right) * \left(\frac{I}{15}\right)$$

Où

FE = Facteur d'émissions (kg/m²);

J = Facteur aérodynamique des particules;

S = Teneur moyenne en silt de la pile de stockage en pourcentage (%);

P = Nombre moyen de jours au cours de l'année où il y a eu précipitation d'au moins 0,254 mm;

I – Pourcentage de temps au cours de l'année où la vitesse du vent libre a été > 19,3 km/h (%).

Le facteur aérodynamique des particules de TSP, PM₁₀ et PM_{2,5} est : J (TSP) = 1,0 (PM₁₀) = 0,5 (PM_{2,5}) = 0,2.

Considérant cette équation, plus la fréquence de vents forts est élevée, plus le facteur d'émission sera grand. Cette équation considère donc que peu importe le type et la taille de particule, une vitesse de vent de 19,3 km/h représente le seuil pour l'activation de l'érosion éolienne. Cette équation peut être simplifiée en considérant que l'émission de particules pour des vents inférieurs à 19,3 km/h est nulle. Cette équation donne une estimation de la quantité de particules émises, mais elle n'est pas toujours précise considérant que chaque pile est composée de matériaux différents qui comportent des tailles de particules et une densité différentes.

En réalité, la quantité de particules qui est emportée d'une surface de pile est dépendante de la vitesse de frottement u^* . La vitesse de frottement est une mesure du cisaillement du vent sur une surface qui peut s'éroder. Les émissions des piles par érosion éolienne dépendent donc de la fréquence à laquelle la vitesse du vent est en mesure de soulever les particules à la surface de la pile. Les particules plus fines et moins denses sont plus facilement soulevées, car la vitesse de cisaillement requise pour les soulever est plus faible. À titre d'exemple, une pile de farine sera plus grandement affectée par l'érosion éolienne par rapport à une pile de roche grossière. L'équation selon la vitesse de frottement est présentée ci-dessous (Western Regional Air Partnership , s.d.):

$$P = 58(u^* - u_t^*)^2 + 25(u^* - u_t^*)$$

$$P = 0 \text{ lorsque } u^* \leq u_t^*$$

Où

$u^* = \text{vitesse de frottement } \left(\frac{m}{s}\right)$

$u_t^* = \text{vitesse de frottement seuil } \left(\frac{m}{s}\right)$

Comme la vitesse de frottement seuil est difficile à déterminer par calcul, des mesures sur le terrain sont souvent nécessaires pour les déterminer. Certaines données ont été compilées pour les piles de matériaux dans le domaine minier. Selon les données compilées, il est possible de remarquer que chaque type de matériaux possède des caractéristiques particulières. Ces matériaux n'ont donc pas le même profil d'érosion éolienne. Ces données sont présentées à titre d'exemple dans le tableau 4-1 qui suit (Western Regional Air Partnership , s.d.).

Tableau 4-1: Vitesses de frottement seuil mesurées sur le terrain pour des piles de matériaux

Matériaux en pile	Vitesse de frottement (m/s)	Hauteur de rugosité (cm)	Vitesse de frottement seuil à 10m (m/s)
Mort terrain	1,02	0,3	21
Scorie	1,33	0,3	27
Charbon	1,12	0,3	23

Selon le guide d'estimation des facteurs d'émission de la manutention des agrégats et des piles d'entreposage de l'Agence de protection environnementale américaine (US EPA, 2016), le vent a également un important rôle à jouer dans l'émission des particules pour les activités de manutention des matériaux. Le chapitre 13.2.4 de l'AP-42 propose l'équation qui suit pour estimer les émissions de poussières de telles activités qui sont courantes sur les sites miniers.

$$FE = k * (0,0016) * \frac{\left(\frac{U}{2,2}\right)^{1,3}}{\left(\frac{M}{2}\right)^{1,4}}$$

Où

FE = Facteur d'émissions de particules en kg par tonne de produit manutentionné

U = Vitesse moyenne du vent (m/s)

M = Humidité du matériel (%)

Selon la formule présentée, deux paramètres peuvent être modifiés afin de réduire les émissions de particules par la manutention de matériaux : la vitesse du vent et le taux d'humidité. Il est très fréquent de voir dans les études d'impact sur l'environnement des mesures de contrôle pour les émissions de poussières par arrosage des piles et des matériaux, ce qui vient augmenter le pourcentage d'humidité. Toutefois, on entend moins couramment parler de mesures de mitigation qui visent à diminuer la vitesse du vent, car cette méthode de réduction est plus difficile à réaliser et son efficacité est questionnée. L'utilisation d'un mur de végétation brise-vent pourrait être efficace pour réduire les émissions de poussières, le vent a une influence importante sur la quantité de particules émises lors d'opérations de manutention.

Cette méthode est moins populaire que l'arrosage, car son efficacité est beaucoup moins constante. L'utilisation d'une haie brise-vent est plus efficace lorsque le vent souffle d'une direction spécifique, tandis que l'arrosage ne comprend pas d'élément perturbateur à son efficacité à l'exception de journées chaudes et sèches où l'eau pour l'abattement des poussières s'évaporerait plus rapidement qu'à l'habitude.

Des analyses sur l'effet de la vitesse de vent sur l'emportement de poussière ont démontré que les émissions augmentent de façon importante avec la vitesse du vent (Wang et al., 2015). La figure 4-1 présente des taux d'émissions de particules fines (PM_{10}) en fonction de la vitesse du vent. De ces graphiques, il est possible de conclure que des vitesses de vents inférieures à 20 km/h permettent de contrôler les émissions diffuses de poussières à des taux presque nuls. Les principales sources de poussières lorsque la vitesse de vent est faible sont les routes non pavées étant donné que les particules sont emportées par le mouvement des camions plutôt que par le vent.

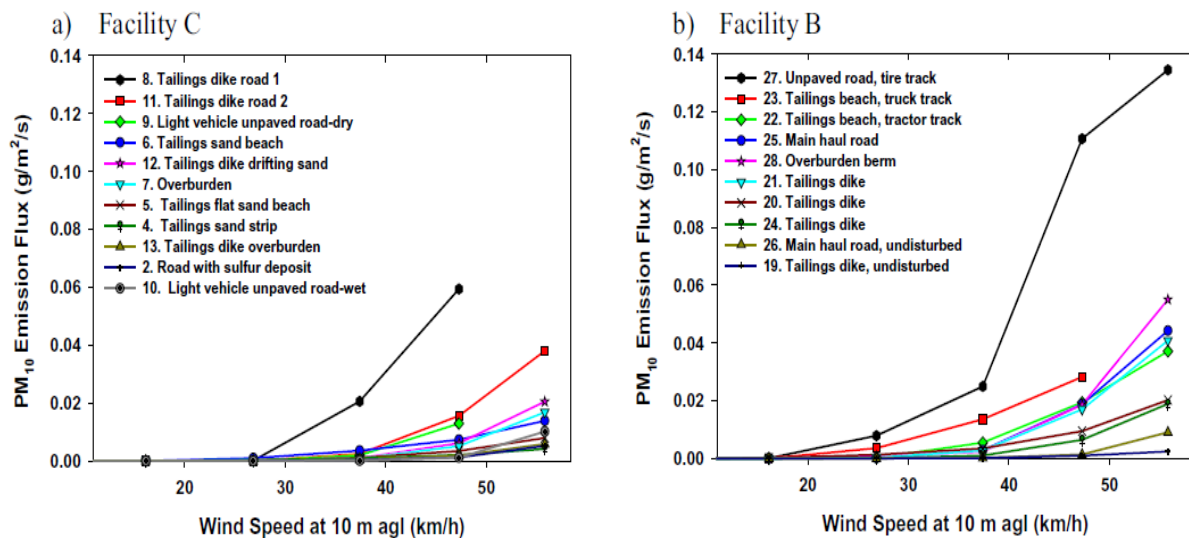


Figure 4-1: Taux d'émission de particules PM_{10} en fonction de la vitesse de vent pour plusieurs sources de sites miniers (Wang, et al., 2015)

4.1.2. Efficacité de réduction du vent par utilisation de végétation brise-vent

L'efficacité de réduction du vent qui peut être obtenue par l'utilisation de végétation brise-vent est grandement variable. Ce ne sont pas toutes les espèces d'arbres et de végétation qui peuvent diminuer la vitesse du vent et leur disposition est importante par rapport à la source d'émission. Une revue de

littérature sur les propriétés brise-vent de certaines espèces d'arbres a permis d'identifier les espèces d'arbres qui présentent le meilleur potentiel de réduction.

De nombreuses études sont disponibles sur les effets brise-vent en milieu urbain, telles que l'étude de (Wania et al., 2012) et (Pugh, Mackenzie, Whyatt, et Hewitt, 2012) qui sont principalement axées sur l'analyse de l'utilisation des arbres le long des routes et des rues passantes afin de limiter la propagation des contaminants émis par les véhicules dans les quartiers résidentiels. Ces études peuvent être transposées au contexte minier afin de limiter les émissions de particules des camions qui transportent le minerai et les autres produits en vrac tels que les roches stériles et les résidus miniers principalement sur des routes non pavées qui sont souvent des sources importantes de particules fines.

D'autres études, telle que celle de (Cleugh, 1998), présentent des résultats pour le domaine de l'agriculture étant donné que les arbres et arbustes sont utilisés comme brise-vent pour protéger les terres et les pousser des vents qui peuvent endommager les cultures et réduire l'évaporation. Bien que ces études ne concernent pas le domaine minier, les mêmes principes peuvent être appliqués pour sélectionner la végétation et la localisation du mur de végétation brise-vent pour une efficacité maximale de réduction des vents.

Le modèle de prédiction de la vitesse du vent sur un profil vertical selon le type de végétation de Zeng et Takahashi démontre que les vitesses de vent sont grandement réduites du sol à la hauteur des arbres et que les vitesses augmentent seulement au-dessus de la canopée (Zeng et Takahashi, 2000). Pour déterminer le profil de vitesse de vent, la hauteur des arbres et leur indice de surface foliaire est requis. Dans le cas du pin, le profil vertical du vent est présenté à la figure 4-2. Sur ce graphique, la distribution verticale de la densité des pins est représentée par la ligne pointillée qui forme un triangle. La plus grande densité PAD, *plant area density*, de pin est donc localisée à une hauteur d'environ 60 % de la hauteur typique d'un pin mature. La variable μ_* correspond à la vitesse de frottement au-dessus de la canopée et la relation (\hat{u}/μ_*) représente le profil de vent. On remarque sur le graphique que le profil de vent est à son plus faible près du sol et lorsque la densité de végétation est forte (à environ 60 % de la hauteur des arbres dans le cas du pin). Au-delà du point vertical de forte densité de végétation, le profil de vent augmente. On remarque qu'au-delà de la hauteur du pin à maturité, estimée à 18,5 mètres pour cette étude, le profil de vent augmente de façon importante car il n'y a plus aucune résistance liée à la rugosité des sols et à la présence végétation. De ce graphique, il est possible d'extrapoler que le vent

pourrait être réduit de plus de 75 % par l'ajout de végétation utilisée spécifiquement comme brise-vent en comparant la vitesse du vent au-dessus de la canopée et la vitesse obtenue au point de plus grande densité foliaire. De toutes les espèces d'arbres et de végétaux comparées par Zeng et Takahashi, le pin est une espèce brise-vent considérée comme efficace étant donné que la différence du profil de vitesse vertical le long de sa hauteur est largement inférieure au profil de vitesse au-dessus de sa canopée.

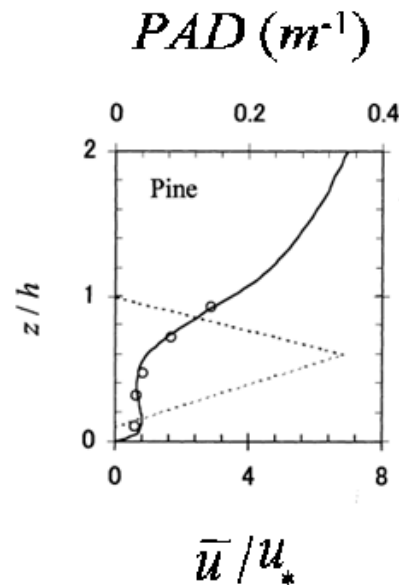


Figure 4-2 : Vitesse de vent en fonction du profil vertical et d'un pin de hauteur h
(Zeng et Takahashi, 2000).

Les mêmes simulations de vitesse de vent ont été effectuées avec un arbre synthétique auquel les chercheurs Zeng et Takahashi ont fait subir une perte de densité foliaire. Les résultats obtenus confirment que la densité foliaire a un effet important sur le profil de vitesse tel qu'illustré à la figure 4-3.

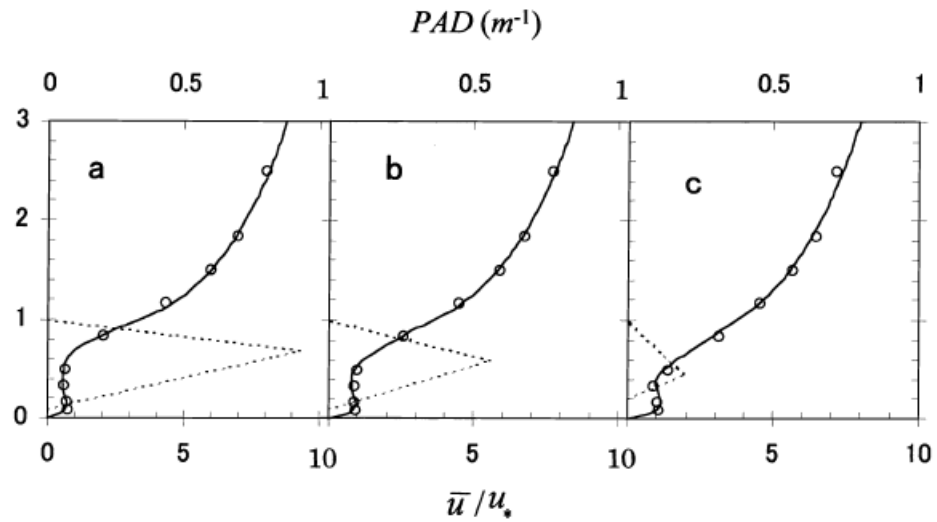


Figure 4-3 : Simulation des vitesses de vent en fonction de la densité foliaire d'un arbre synthétique (a) densité foliaire maximale (b) densité partielle (c) densité nulle

Le vent passe au-dessus de la canopée mais également aux extrémités du mur brise-vent. Il est donc important de considérer à la fois la hauteur et la longueur d'une haie brise-vent pour assurer son efficacité. La longueur minimale d'une haie brise-vent devrait typiquement être de 11,5 fois sa hauteur (Vézina, 2000). La figure 4-4 illustre bien la relation entre la hauteur et la longueur d'une haie brise-vent et la zone protégée résultante.

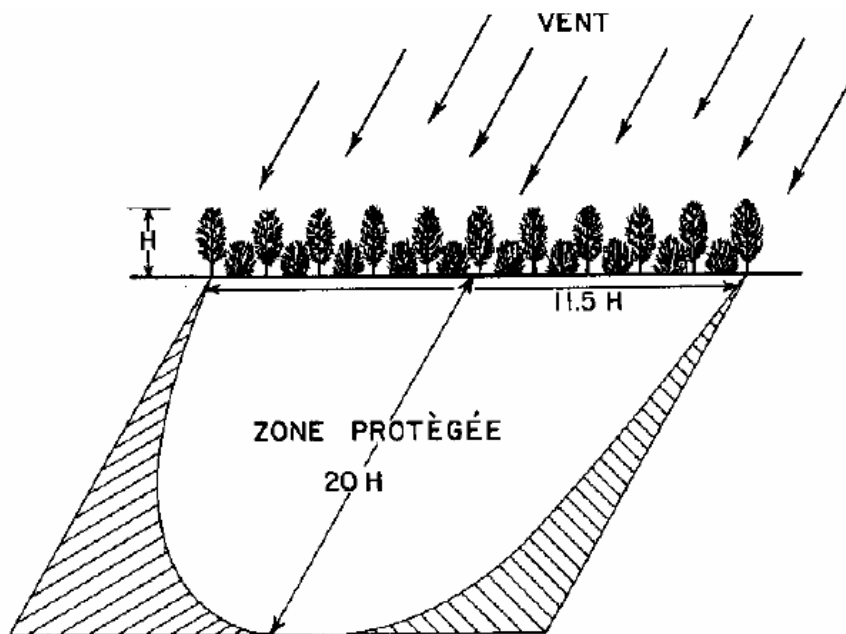


Figure 4-4: Circulation latérale d'air autour d'une haie brise-vent (Vézina, 2000)

Le profil foliaire a une grande importance dans le profil de vent. Le cyprès de Leyland (*Cupressus Leylandii*) est une espèce d'arbre préconisée pour les haies brise-vent étant donné son profil foliaire dense. Des expérimentations ont été effectuées dans l'environnement afin de déterminer le potentiel de diminution de la vitesse du vent en utilisant une barrière de cyprès. Avec une haie brise-vent de 8 mètres de hauteur et de 3 mètres de profondeur tel que présenté à la figure 4-5, des relevés avec des anémomètres de vents en amont et en aval du mur ont pu mesurer une réduction de la vitesse des vents en aval de la haie brise-vent de 20 à 25 % (Tuzet et Wilson, 2007). D'autres études confirment également que l'efficacité de réduction peut atteindre plus de 80 %. L'efficacité de réduction varie grandement étant donné que chaque haie brise-vent possède ses particularités et que chaque lieu possède ses propriétés géographiques et météorologiques particulières. Il est donc difficile de définir une efficacité de réduction des vents exacte. L'efficacité de réduction varie également en fonction du point où la réduction est caractérisée par rapport à la location du mur brise-vent.



Figure 4-5: Expérimentations avec une barrière de cyprès de Leyland pour déterminer le potentiel de réduction des vents
(Tuzet et Wilson, 2007)

La figure 4-6 présente le profil vertical du vent affecté par une barrière végétale. Cette figure illustre les différentes zones qui sont influencées par un mur brise-vent. Une zone importante est la zone de cavité représentée par la lettre D. Cette zone est celle où les vents subissent une importante modification de vitesse. Afin de réduire l'empatement de poussières pour les piles de résidus miniers, il serait donc préférable d'installer la barrière végétale à une distance de façon à obtenir une zone de cavité près de la localisation de la pile. La hauteur de la barrière végétale est également importante par rapport à la hauteur de source d'émission de poussière. Par exemple, l'utilisation d'arbustes pour faire une barrière végétale pour une pile de résidus de 15 mètres de hauteur ne serait pas efficace, car la pile se retrouverait dans la zone B qui est la section du profil vertical qui est la moins affectée par la barrière brise-vent.

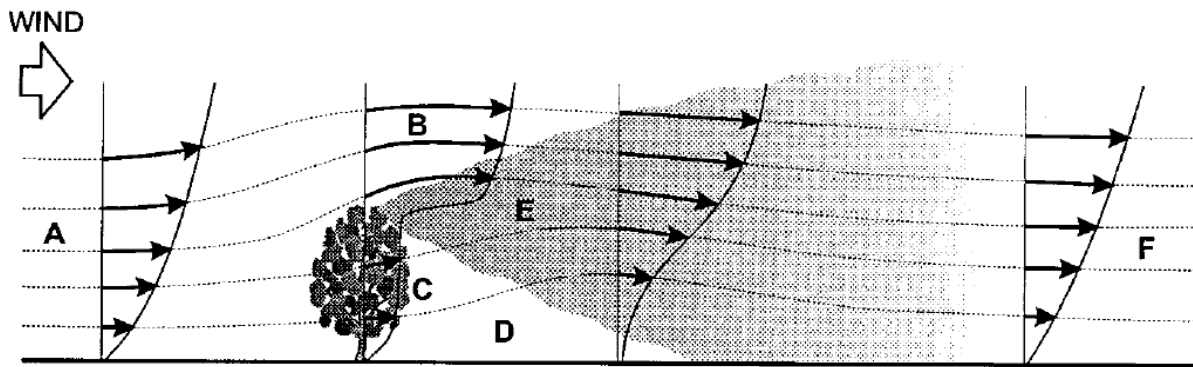


Figure 4-6: Profil de vitesse du vent exposé à une barrière végétale (A : Flux d'approche – B : Profil décalé – C : Écoulement affecté – D : Zone morte – E : Zone de mélange – F : Zone de rééquilibre (Cleugh, 1998)

L'efficacité d'une haie brise-vent étant directement liée à la densité foliaire des espèces d'arbres, il est important de favoriser des espèces qui ont une forte densité. De plus, comme certaines espèces d'arbres sont affectées par la chute des feuilles en hiver, il est important de choisir des espèces qui maintiennent leur densité foliaire sur toute l'année pour obtenir un maximum d'efficacité. Les feuillus ne sont souvent pas les meilleures espèces d'arbres à retenir pour former une haie brise-vent principalement à cause de la chute des feuilles mais également parce que leur densité foliaire n'est pas constante sur toute leur hauteur. Les espèces de feuillus ont souvent un profil vertical qui n'a pas une densité foliaire élevée et constante étant donné la hauteur de leur tronc. Les vents qui sont au niveau du tronc seront moins affectés tandis que les vents qui sont au niveau d'une forte densité foliaire subiront une réduction de vitesse plus importante. C'est pour cette raison que les arbres munis de longs troncs, tel le bouleau, ne sont pas favorisés comme brise-vent par rapport à d'autres espèces d'arbres.

L'Université du Minnesota a comparé l'efficacité brise-vent en lien avec la densité foliaire de trois configurations de mur brise-vent. Les différentes densités foliaires obtenues selon les espèces d'arbres utilisées dans un mur brise-vent sont présentées dans le tableau 4-2. À partir de ces données, il est possible de conclure que les arbustes et les feuillus offrent une moins bonne densité foliaire que les conifères. De plus, le fait de placer les conifères au premier rang du mur brise-vent vient augmenter le potentiel de densité foliaire.

Tableau 4-2: Densité foliaire d'un mur brise-vent en fonction de sa configuration et de ses espèces végétales (University of Minnesota, 2012)

Densité foliaire	25-50 %	50-65 %	65 % et +
Types d'arbres	1 rangée d'arbustes feuillus	1 rangée d'arbustes feuillus	1 rangée de conifères
	2 rangées d'arbustes et arbres feuillus	1 rangée de conifères	3 rangées d'espèces mixtes incluant des conifères et feuillus
	-	2 rangées de conifères et feuillus	-
	-	3 rangées d'arbres et arbustes feuillus	-

Les espèces les plus populaires pour leur effet brise-vent incluent certaines espèces de la famille du pin, de cèdres, de sapins et le cyprès de Leyland qui sont des espèces d'arbres considérées comme efficaces en toute saison. Toutefois, le cyprès et les espèces de la famille des cèdres sont considérés comme des arbres ayant une fragilité aux chutes de neiges importantes et sont susceptibles de voir leurs branches se briser sous le poids de la neige. Il est donc important de protéger les branches de ces espèces ou de les entretenir durant la saison d'hiver afin d'assurer leur intégrité et leur efficacité comme brise-vent. Certaines espèces de cèdres, comme le cèdre blanc du Canada, sont aussi dérangées par la présence de chevreuils qui se nourrissent de leurs feuilles. Ceci vient donc diminuer la densité foliaire et l'efficacité du brise-vent. De plus, certaines espèces de pin sont reconnues comme ayant des branches plus parsemées comme c'est le cas pour le pin rouge (*Pinus resinosa*) et le pin blanc de l'est de l'Amérique du Nord (*Pinus strobus*). Ces espèces sont moins recommandées pour augmenter la densité foliaire d'un mur brise-vent végétal (University of Minnesota, 2012).

4.2. Déposition des particules sur la végétation

Les effets de la végétation sur la pollution de l'air peuvent être analysés selon deux perspectives : déposition et dispersion. La déposition des polluants atmosphériques qui sont en suspension dans l'atmosphère peut se faire de deux principales façons : la déposition humide et la déposition sèche. La déposition humide des particules se réalise lorsque la particule est captée par les précipitations. La déposition sèche quant à elle peut être réalisée de plusieurs façons; la plus simple étant le dépôt des

particules au sol par gravité. Les particules peuvent se déposer également sur d'autres surfaces et lorsqu'elles se déposent sur la végétation, on caractérise ce phénomène par une adsorption à la surface des feuilles qu'on appelle dépôt cuticulaire. Sur la végétation, il peut également y avoir une adsorption des particules sur les stomates (Loubet, s.d.). Tous ces modes de déposition peuvent s'additionner pour obtenir un dépôt total qui varie en fonction de la distance de la source de contaminant. La déposition est un paramètre important afin de déterminer le temps de résidence des particules dans l'atmosphère. Plusieurs caractéristiques des végétaux et des feuilles sont importantes dans l'efficacité de déposition des particules. Selon plusieurs expérimentations, la densité de cheveux des feuilles et le contenu en cire des feuilles influencent le taux de déposition de particules sur celles-ci (Sæbø, et al., 2012). Une espèce d'arbre reconnue pour ses feuilles à contenu élevé en cire est le bouleau argenté. Des tests en laboratoire ont déterminé que la plupart des particules accumulées sur les feuilles de bouleau sont contenues dans la cire en surface de la feuille. La cire agit comme une matière adsorbante pour les particules en suspension dans l'air et permet de les emprisonner sur la feuille.

La déposition sur les arbres feuillus est importante, mais avec le contexte des mines au Québec, l'efficacité durant l'hiver est presque nulle due à la chute des feuilles. Il devient donc plus intéressant de considérer l'utilisation de conifères ou de plantations mixtes qui permettent d'assurer un potentiel de déposition des particules pendant quatre saisons. Les épinettes de conifères sont considérées comme efficaces pour la déposition de particules. Malgré la surface inférieure des épinettes par rapport aux feuilles, la densité des épinettes chez les conifères vient jouer un rôle important dans le potentiel de déposition de particules.

Le pin est un conifère efficace pour la déposition particulaire malgré le fait qu'il ne possède pas de cheveux ou de rugosité foliaire permettant aux particules de se fixer sur les épinettes. La géométrie des épinettes joue un rôle important dans la déposition, car contrairement aux feuilles, les épinettes permettent aux particules de se déposer selon plusieurs orientations plutôt que seulement sur une surface plane (Sæbø, et al., 2012). La figure 4-7 permet de visualiser la géométrie de la surface sur laquelle les particules peuvent se déposer. Plus la surface de contact est grande et multidimensionnelle, plus grande sera la déposition. Le pin rouge (à gauche sur la figure 4-7) présente ces caractéristiques.



Figure 4-7: Comparaison de la géométrie des épinettes de pin avec les feuilles de bouleau (espèces de gauche à droite : pin rouge, pin blanc et bouleau jaune). (Gouvernement de l'Ontario, 2016)

Bien que les conifères, spécialement les pins, ont une efficacité élevée pour la déposition particulaire, on mentionne qu'ils sont également fragiles et qu'ils sont affectés par la pollution atmosphérique. Un moyen de les protéger afin de maintenir leur efficacité est d'éviter de les mettre en premier plan et d'utiliser des espèces plus résistantes en premier plan, car elles pourront effectuer une première filtration des contaminants avant d'atteindre les pins.

Des chercheurs ayant analysé les effets de la pollution atmosphérique de cimenteries sur l'intégrité des épinettes de pin ont découvert que la cire contenue sur les épinettes était grandement endommagée par le dépôt de particules (Świercz, 2011). Cette étude mentionne que le dépôt particulaire cause l'érosion de la cire naturelle contenue sur les épinettes, ce qui vient diminuer le potentiel de déposition et qui cause également des effets sur la croissance du conifère et une perte d'efficacité de photosynthèse de près de 30 %.

4.2.1. Vitesse de déposition des particules

La déposition des particules est un phénomène naturel lié à la densité de la particule (ρ), son diamètre et la densité du fluide (ρ_a) dans lequel la particule est en mouvement. Ce sont ces facteurs qui déterminent entre autres la vitesse de déposition des particules sur une surface. Lorsqu'une particule sphérique de rayon (r) chute de façon gravitaire dans l'atmosphère selon la force gravitationnelle (g), une vitesse de sédimentation (V_s) constante est atteinte en équilibre avec la force gravitationnelle et la force de traînée (c_d). Cet équilibre est représenté dans l'équation suivante (Monteith et Unsworth, 2008):

$$\left(\frac{4}{3}\right) \pi r^3 g (\rho - \rho_a) = \left(\frac{1}{2}\right) \rho_a V_s^2 c_d \pi r^2$$

Étant donné que la densité des particules (ρ) est généralement beaucoup plus élevée que la densité de l'air (ρ_a), la vitesse de sédimentation est positive. De cette équation, il est également possible de conclure que plus la particule a un volume ($\frac{4}{3}\pi r^3$) et une densité (ρ) élevée, plus la vitesse de sédimentation sera grande. Il est donc important de bien connaître les caractéristiques physiques des particules émises afin de comprendre leur comportement dans l'atmosphère et de bien comprendre la stabilité atmosphérique. Le modèle de Slinn (1982) a établi la relation entre la vitesse de déposition et le diamètre des particules. Cette relation est illustrée à la figure 4-8 qui suit.

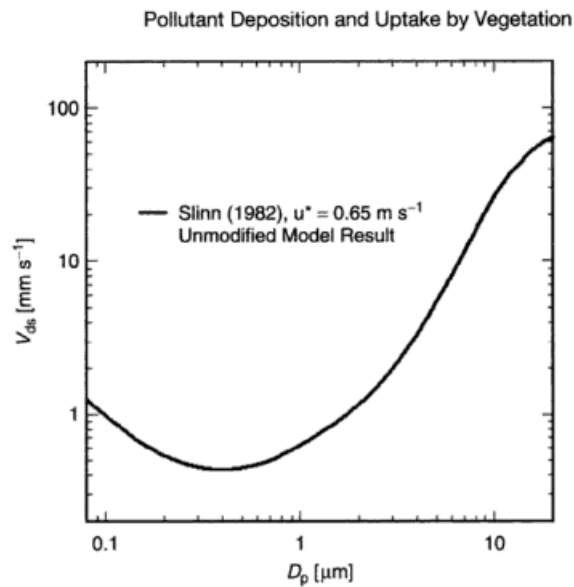


Figure 4-8: Vitesse de déposition des particules (en aérosol) en fonction du diamètre selon le modèle de Slinn (1982)
(Bell et Treshow, 2002)

La déposition sur la végétation serait de 10 à 30 fois plus rapide que sur des surfaces comme le ciment ou le verre. La vitesse de déposition est expliquée comme une somme des résistances aérodynamique, de limite et de surface. Les résistances sont directement liées à la longueur de Monin-Obukhov et le diamètre des particules (Janhall, 2015). La figure 4-9 présente les profils verticaux des vitesses de déposition sèche des particules en fonction de la stabilité atmosphérique. Les trois cas représentés sont,

de gauche à droite, pour une atmosphère stable, neutre et instable selon les valeurs de longueur de Monin-Obukhov sur les graphiques. De ces trois cas, on remarque que la vitesse de déposition est inférieure dans une atmosphère stable, par contre la vitesse est moins variable avec la hauteur. La vitesse de déposition est plus grande dans une atmosphère instable, lorsque la longueur de Monin-Obukhov est négative, car les particules en suspension dans l'atmosphère sont exposées à des phénomènes de turbulence causée par les cellules convectives.

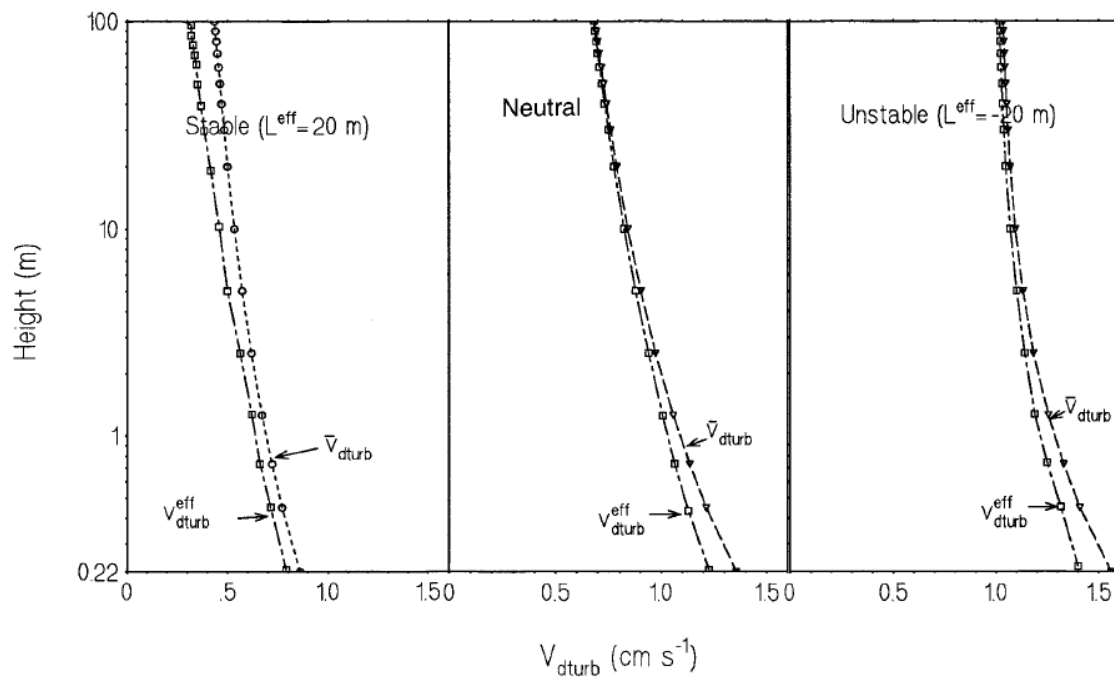


Figure 4-9: Profil vertical de la vitesse effective de déposition en fonction de la stabilité de l'atmosphère (Jianmin et Daggupaty, 2000)

L'indice de surface foliaire est un paramètre fondamentalement important pour analyser la vitesse de déposition sur les arbres. Cette variable représente la quantité de feuillage dans un écosystème/forêt en m^2/m^2 . Cette variable est directement reliée aux taux de déposition des particules. Plus l'indice est élevé, plus la déposition particulaire sera grande.

Janhall présente le calcul de déposition sur la végétation par l'indice LAI *Leaf Area Index* où vd est la vitesse de déposition, C est la concentration du polluant dans l'atmosphère et t est le temps (Janhall, 2015).

$$\text{Particules déposées} \left(\frac{g}{m^2} \right) = LAI v_d C t$$

Cette équation montre que la déposition est proportionnelle à l'indice de surface foliaire (*LAI*). Des recherches ont démontré que les vitesses de déposition sont supérieures pour les conifères, le plus efficace étant le pin (Janhall, 2015). Les particules qui se déposent sur la cire des feuilles sont moins susceptibles d'être reprises par la pluie ou les vents forts. L'étude conclut que les arbres doivent être placés près des sources de pollution pour avoir un meilleur effet réducteur sur le panache de dispersion. La végétation doit avoir une grande surface de contact et une certaine rugosité pour augmenter la déposition des particules sur celle-ci.

La déposition des contaminants atmosphériques permet de diminuer les concentrations ambiantes des polluants dans l'atmosphère. Selon (Nowak et al., 2013), le flux horaire (*F*) d'enlèvement de pollution de particules fines (*PM_{2.5}*) peut être calculé à partir de l'équation ci-dessous :

$$F \left(\frac{\mu g}{m^2 h} \right) = V_d \times C$$

Le flux (*F*) est donc déterminé par la vitesse de déposition *V_d* (m/h) et la concentration du polluant ($\mu g/m^3$). Cette équation est très similaire à celle proposée par Janhall, à l'exception du paramètre d'indice de surface foliaire qui est absent. Pour caractériser le flux d'enlèvement de particules de l'atmosphère avec l'influence de la végétation, l'indice de surface foliaire pourrait être ajouté à l'équation du flux.

Les vitesses de déposition des particules sur les différentes espèces d'arbre ont été compilées selon les mesures effectuées et les recherches de Nowak et al. (2013). Les différentes vitesses de déposition sur les types d'arbres sont présentées dans le tableau 4-3. Les espèces d'arbres présentées dans ce tableau ne sont pas toutes retrouvées en Amérique du Nord, mais selon la densité foliaire et les particularités des arbres, certaines espèces de la même famille peuvent posséder des vitesses de déposition similaires et peuvent être considérées dans le contexte nord-américain.

Tableau 4-3: Espèces d'arbres analysées et vitesse de déposition des particules fines PM_{2,5}
(Nowak, Hirabayashi, Bodine, et Hoehn, 2013)

Espèce d'arbre	Nom latin	Vitesse de déposition (cm/s)	Provenance	Adaptabilité au climat d'Abitibi-Témiscamingue	Espèces similaires en Abitibi-Témiscamingue
Chêne sessile	<i>Quercus petraea</i>	0.831	Amérique du Nord	Non adapté, présence au sud du Québec seulement	Non répertorié.
Aulne glutineux	<i>Alnus glutinosa</i>	0.125	Europe	Indéterminé	Non répertorié.
Frêne commun	<i>Fraxinus excelsior</i>	0.178	Europe	Indéterminé	Frêne noir
Érable sycomore	<i>Acer pseudoplatanus</i>	0.042	Europe (zones montagneuses)	Indéterminé	Érable rouge, érable à sucre
Douglas fir	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	1.269	Espèce conifère de l'ouest de l'Amérique du Nord	Indéterminé	Non répertorié.
Pin noir	<i>Pinus nigra</i>	1.15	Espèce conifère d'Europe	Similaire aux espèces de pins retrouvées au Québec de 25 à 30m de hauteur. Pourrait s'adapter aux conditions.	Pin rouge, pin gris
Cyprès de Leyland	<i>Cupressocyparis x Leylandii</i>	0.76	Espèce hybride de la Grande-Bretagne	Utilisé couramment comme haie brise-vent, résiste peu à la chaleur	Espèce indigène.
Érable champêtre	<i>Acer campestre</i>	0.08	Érable indigène de l'Angleterre	Indéterminé	Érable rouge, érable à sucre
Alisier suédois	<i>Sorbus intermedia</i>	0.39	Pays scandinaves, Pologne, Estonie	Indéterminé	Non répertorié.
Peuplier à feuille deltoïde	<i>Populus deltoides</i>	0.12	Centre et sud de l'Amérique du Nord	Non adapté	Peuplier baumier, peuplier à grandes dents, peuplier faux-tremble
Pin blanc	<i>Pinus strobus</i>	0.0108	Est de l'Amérique du Nord	Adapté au climat de la région	Pin rouge, pin gris
Pruche du Canada	<i>Tsuga canadensis</i>	0.0193	Est de l'Amérique du Nord	Présence naturelle au sud de la province	Non répertorié.
Épinette de Norvège	<i>Picea abies</i>	0.0189	Pays scandinaves et Nord de l'Europe	Épinette de grande taille (40m), principale espèce d'épinette indigène au Québec. Adapté au climat.	Épinette blanche, épinette noire

Dans plusieurs études, le pin est considéré comme un conifère très efficace pour capter les particules en suspension dans l'atmosphère. Selon le tableau 4-3, ce ne sont pas toutes les espèces de pin qui sont autant efficaces. La vitesse de déposition sur le pin noir est de cent fois supérieure à la vitesse de déposition sur le pin blanc. La figure 4-10 permet de visualiser les différences entre les deux espèces d'arbres et de voir l'effet de la densité des épines sur le potentiel de dépôt particulaire.



Figure 4-10: Comparaison de la densité foliaire du pin blanc
(à gauche – source : répertoire Québec nature) et du pin noir (à droite – source : Pépinière dauphin)

Un groupe de scientifiques a également mesuré sur le terrain les quantités de particules déposées sur des espèces d'arbres spécifiques. Les analyses effectuées par (Song, Maher, Li, Wang et Sun, 2015) permettent d'analyser les quantités et la distribution de tailles de particules qui se sont déposées sur les arbres. Ces analyses ont été effectuées sur des arbres qui n'ont pas été exposés à des précipitations pour un minimum de 30 jours afin de maximiser le potentiel de dépôt sec sur la surface foliaire. Le tableau 4-4 présente la densité de particules sur les feuilles de certaines espèces d'arbres. Bien que ces espèces soient principalement retrouvées en Asie, les résultats peuvent être comparables pour des espèces d'arbres ayant une densité foliaire et un indice de surface foliaire similaires à celle des espèces analysées. Selon les résultats d'analyse présentés, il est possible d'établir un lien direct entre le taux de déposition et la surface foliaire, car plus la surface est élevée, plus la densité mesurée est grande.

Tableau 4-4: Densité des particules analysées sur les feuilles ($\times 10^6/\text{cm}^2$) (Song, Maher, Li, Wang et Sun, 2015)

Espèce d'arbres	Type d'arbre/famille	Densité foliaire (m^2/m^3)	Surface foliaire totale (m^2)	Fine (0,2 - 2,5 μm)	Grossière (2,5 - 10 μm)	Totale (10 - 100 μm)
<i>Juniperus formosana</i>	Conifère de la famille des cyprès	$1,59 \pm 0,65$	$355,68 \pm 223,70$	$31,87 \pm 10,96$	$1,61 \pm 0,75$	0,132
<i>Euonymus japonicus</i>	Conifère (arbuste) de la famille des célastracées	$2,19 \pm 0,96$	$36,39 \pm 16,62$	$8,74 \pm 8,10$	$0,15 \pm 0,12$	0,033
<i>Pinus bungeana</i>	Conifère de la famille des pins	$1,14 \pm 0,56$	$266,45 \pm 233,73$	$19,65 \pm 9,81$	$0,78 \pm 0,44$	0,021
<i>Platycladus orientalis</i>	Conifère de la famille des cyprès	$2,94 \pm 1,03$	$24,83 \pm 8,44$	$10,04 \pm 4,24$	$0,49 \pm 0,26$	0,009
<i>Pinus tabulaeformis</i>	Conifère de la famille des pins (similaire au pin rouge)	$2,71 \pm 0,82$	$93,22 \pm 34,40$	$23,19 \pm 11,82$	$0,87 \pm 0,48$	0,024

Les densités particulières analysées au tableau 4-4 sont élevées pour les particules fines, tandis qu'elles sont faibles pour les particules plus grossières. Ces données confirment donc que les particules fines sont mieux captées par la canopée et que les particules plus grossières ne restent pas fixées sur les feuilles.

4.2.2. Resuspension des particules

Un aspect qui n'est pas souvent abordé dans les ouvrages disponibles sur la déposition particulaire sur les végétaux est le phénomène de resuspension des particules. L'étude de Wania et al. (2012) est une des seules études trouvées lors de la revue de littérature qui aborde le phénomène de resuspension des particules dans l'air une fois qu'elles se sont déposées. Les analyses de cette étude permettent de conclure que la resuspension est négligeable, car une fois que les particules sont déposées, la rugosité de la surface et la présence de la fine couche de cire naturelle empêchent une resuspension importante pour les particules fines. Il est donc possible de constater que la déposition des particules sur les végétaux a un effet permanent sur la pollution atmosphérique plutôt que temporaire. Pour les particules plus grossières, la resuspension est peu probable étant donné que celles-ci vont se déposer au sol plus rapidement au lieu de subir une resuspension.

4.2.3. Effet du dépôt particulaire sur la santé des écosystèmes

Le dépôt des particules sur les arbres et les végétaux est sans aucun doute bénéfique pour diminuer la pollution atmosphérique. Toutefois, plusieurs chercheurs doutent du maintien de l'intégrité de certaines espèces utilisées à cet effet. Certaines espèces sont plus résistantes que d'autres et le choix des espèces en fonction des contaminants émis est très important. Certaines espèces résistent bien à des gaz, tandis que d'autres résistent davantage aux particules et aux métaux. Il est important de s'interroger sur la résistance des espèces avant de les utiliser comme «filtre» pour atténuer la pollution atmosphérique, car après un certain temps, les espèces qui ne sont pas résistantes pourraient perdre leur efficacité et voire même se dégrader au point de se dévitaliser.

La composition des particules joue un rôle important dans l'effet sur les écosystèmes. Les particules inertes auront un effet purement physique, tandis que les particules chimiquement actives peuvent causer des réponses toxiques chez certaines espèces végétales. Les particules ayant une composition importante en calcaire sont connues comme étant très dommageables. Le calcaire qui est constitué de

carbonate de calcium (CaC₂) est très alcalin et est réactif avec l'eau, ce qui cause des dommages importants aux tissus des plantes (Bell et Treshow, 2002).

Des statistiques de mortalité des arbres qui sont exposés à des taux élevés de pollution urbaine permettent d'identifier certaines espèces d'arbres qui sont résistantes et d'autres qui sembleraient plus sensibles à la pollution atmosphérique (Novak et al., 2004). Le tableau 4-5 présente les taux de mortalité de certaines espèces évaluées en milieu urbain. Comme le niveau de pollution n'est pas spécifié, il n'est pas possible de déterminer si les mêmes pourcentages de mortalité pourraient s'appliquer à des arbres exposés à la pollution atmosphérique d'un site minier.

Tableau 4-5: Taux de mortalité de certaines espèces d'arbres exposées à la pollution urbaine (Cuny et Thibaudon, s.d.)

Espèce d'arbre	Pourcentage de mortalité	Échantillon (N)
Mûrier blanc <i>Morus alba</i>	18.9	35
Érable à feuille de frêne <i>Acer negundo</i>	12.6	34
Érable argenté <i>Acer saccharinum</i>	9.0	29
Érable rouge <i>Acer rubrum</i>	1,3	39
Pin blanc <i>Pinus strobus</i>	0	17

Les arbres sont affectés de différentes façons par la pollution atmosphérique et les effets sont nombreux (Bell et Treshow, 2002). Les phénomènes suivants peuvent être observés à cause de la pollution atmosphérique et de la déposition des polluants sur la végétation:

- réduction de la photosynthèse;
- réduction de la transpiration;
- augmentation du niveau de chlorophylle;
- perturbation des échanges gazeux (absorption de CO₂ et libération d'oxygène);
- réduction de la résistance diffusive;
- plasmolyse cellulaire (perte d'eau au niveau de la cellule pouvant cause la mort cellulaire); et
- lésions des feuilles.

Ces effets sur les espèces végétales doivent être considérés avant la mise en place d'un mur brise-vent végétal afin de s'assurer de la viabilité de la mesure de mitigation appliquée. L'installation de murs de végétation peut être coûteuse selon les espèces sélectionnées et la superficie nécessaire. Il est donc important de s'assurer de la résistance des espèces choisies. Un moyen efficace de s'assurer de la viabilité des espèces végétales est de consulter les bases de données écotoxicologiques et d'évaluer si les arbres seront exposés à des concentrations supérieures à des doses à effets non réversibles. Il est également recommandé de placer des espèces résistantes à proximité des sources afin de protéger les espèces plus sensibles qui agissent comme brise-vent.

5. MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE

Afin de quantifier les effets des arbres sur la réduction des poussières dans l'atmosphère, des calculs des taux d'émissions des sites miniers ont été effectués. Pour permettre d'évaluer cette réduction sur les concentrations auxquelles les humains et les écosystèmes sont exposés, une modélisation de la dispersion atmosphérique a été réalisée.

L'objectif de la modélisation est de déterminer de façon théorique et mathématique si l'ajout d'arbres autour de sources d'émissions de particules est en effet bénéfique pour augmenter le taux de déposition des particules. De plus, la modélisation permettra de valider si le changement d'utilisation des sols est un autre facteur déterminant sur la concentration des polluants dans l'atmosphère. La section 5 et ses sous-sections présentent la méthodologie complète utilisée pour compléter la modélisation. Les intrants sont décrits dans cette section afin de bien comprendre les bases de calcul et hypothèses utilisées. La section 6 présente ensuite l'analyse des résultats permettant de conclure sur l'efficacité des végétaux pour minimiser la pollution atmosphérique.

5.1. Domaine de modélisation

Afin de réaliser la modélisation, plusieurs critères de conception ont été considérés. Un domaine de modélisation de 10 km par 10 km a donc été déterminé. Ce domaine a été sélectionné dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue entre Val-d'Or et Rouyn-Noranda. Cette région a été sélectionnée pour la disponibilité des données météorologiques, des données topographiques et principalement parce que ce lieu comprend plusieurs sites miniers actifs et est donc représentatif d'un endroit où des humains et des écosystèmes sensibles pourraient être exposés à des concentrations élevées de particules dans l'atmosphère. La figure 5-1 ci-dessous présente le domaine de modélisation à l'étude. Le domaine de modélisation représente les limites géographiques à l'intérieur desquelles les concentrations de contaminants dispersés dans l'atmosphère seront calculées. Selon l'image du domaine, l'utilisation des sols de la région varie entre la forêt, des routes, des étendues d'eau, des zones déboisées et quelques zones habitées.

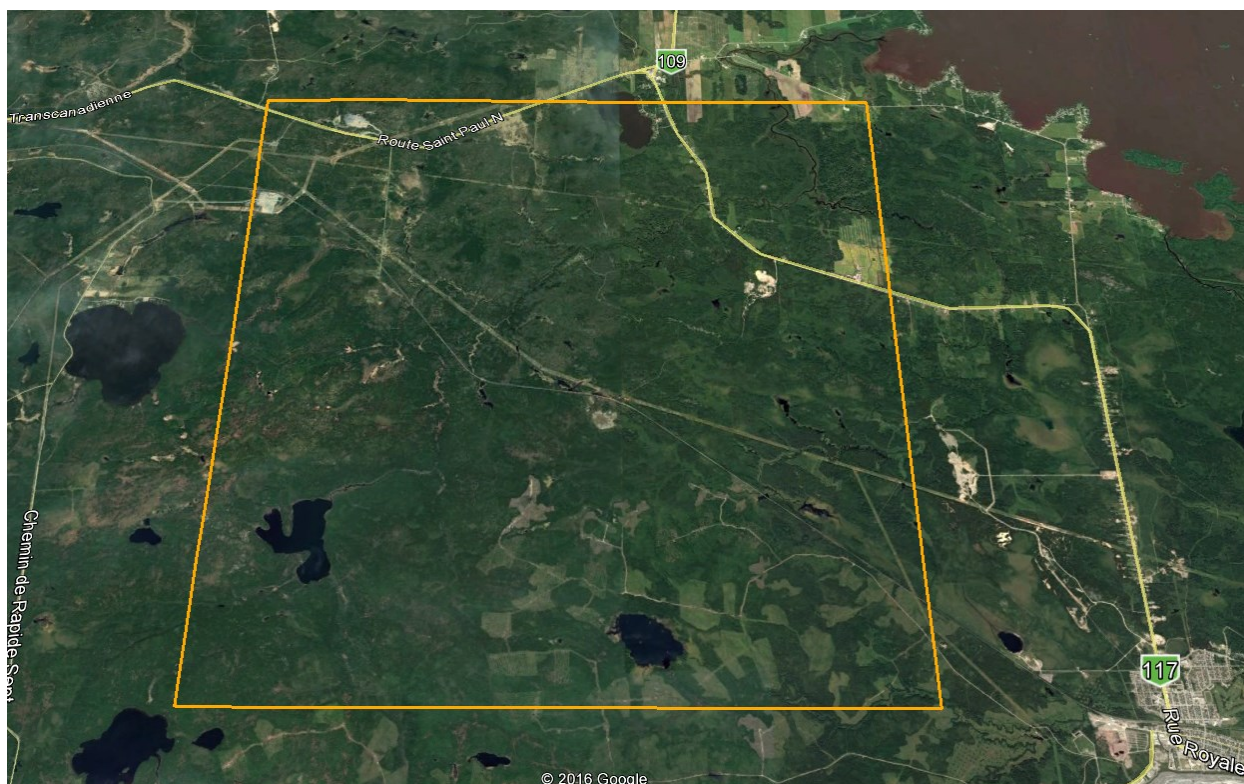


Figure 5-1: Image satellite du domaine de modélisation (10 x 10km) produite par Google Earth

5.1.1. Écosystème forestier du domaine de modélisation

Selon le Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN), la région de l'Abitibi-Témiscamingue possède un écosystème forestier exceptionnel. Cet extrait des rapports du MERN confirme la richesse forestière de la région :

«L'ensemble des terrains forestiers productifs accessibles se compose d'environ 36 % de peuplements résineux, 35 % de peuplements mélangés, 23 % de peuplements feuillus, alors que 6 % de sa superficie est sans couvert (en régénération). Plus précisément, la région comporte quatre domaines bioclimatiques composés du sud vers le nord de 13 % d'érablières à bouleau jaune, de 30 % de sapinières à bouleau jaune, de 51 % de sapinières à bouleau blanc et de 6 % de pessières noires à mousse.» (Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles, 2006).

Selon des inventaires de la faune et de la flore, les espèces suivantes ont été inventoriées dans la région :

- pruche de l'est;
- thuya occidental;
- épinette blanche;
- pin blanc;
- bouleau jaune;
- érable à sucre; et
- hêtre à grandes feuilles.

Plusieurs de ces espèces ne sont pas favorisées pour la déposition des particules telles que le pin blanc et l'épinette blanche pour lesquelles les vitesses de déposition présentées dans le tableau 4-3 étaient plus faibles. Avec une surface foliaire plus grande, l'érable à sucre pourrait améliorer la déposition durant les saisons qu'il maintient son feuillage. Les résultats des inventaires confirment donc qu'il serait préférable d'implanter des espèces d'arbres indigènes pour améliorer les effets de réduction et contrôle des poussières des arbres à proximité des sites miniers. Par contre, le pin blanc est connu comme une espèce résistante à la pollution atmosphérique selon les recherches de Novak et al. (2004) et pourrait être utilisé afin de protéger les espèces d'arbres plus sensibles.

La région de l'Abitibi-Témiscamingue possède un couvert forestier important qui est entrecoupé par la présence des activités minières. La figure 5-2 présente la zone à l'étude et ses particularités.

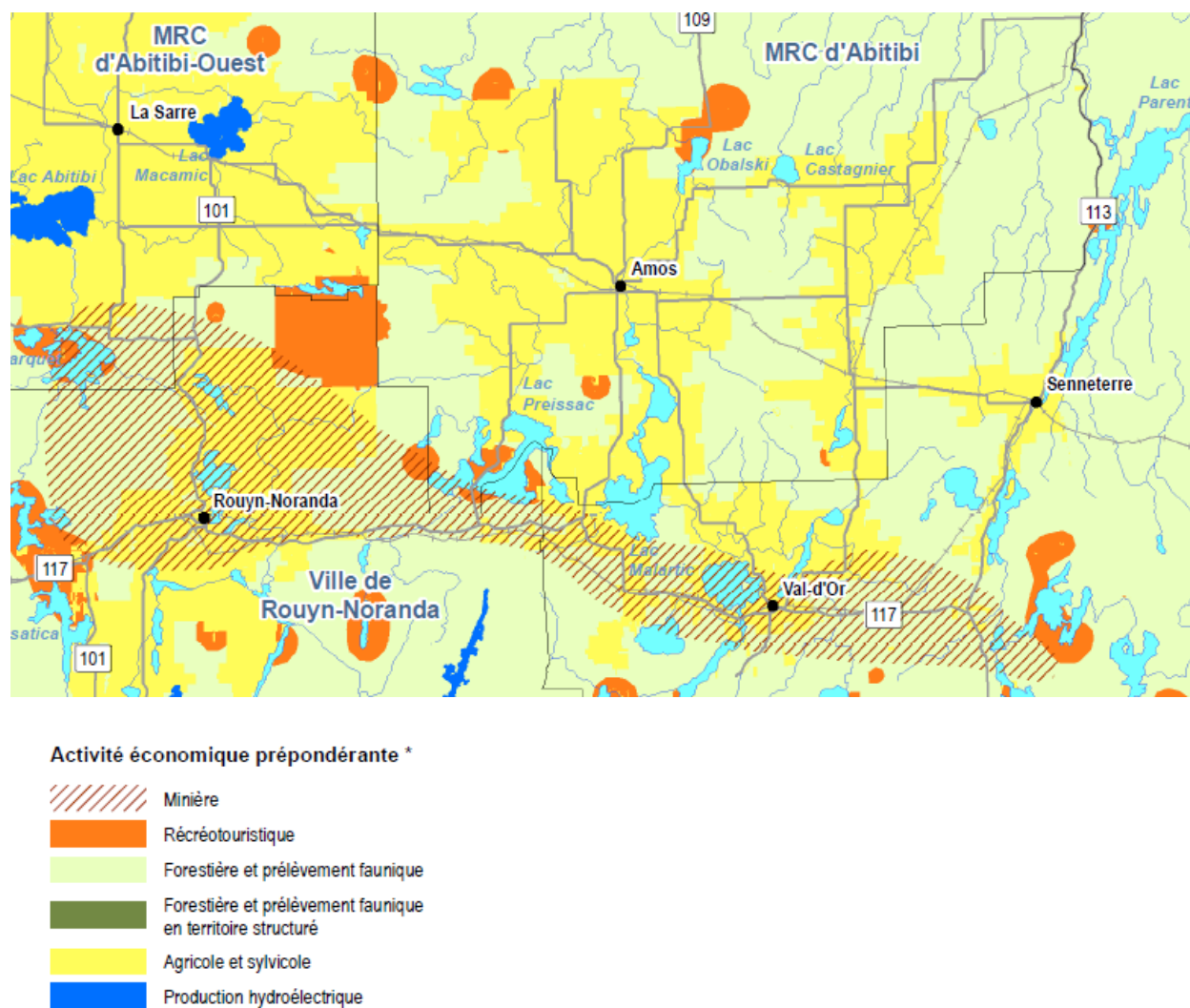


Figure 5-2: Zone d'exploitation minière en Abitibi-Témiscamingue (MERN, 2006)

5.2. Données météorologiques

Pour simuler la dispersion des contaminants dans l'atmosphère, il est nécessaire d'utiliser des données météorologiques qui représentent les conditions du site pour au moins une année. Les données météorologiques qui ont été utilisées pour analyser la dispersion des particules dans l'atmosphère proviennent de trois stations de la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Ces stations sont celles de l'aéroport de Rouyn-Noranda, l'aéroport de Val-d'Or et la station WUY qui est localisée dans la ville de Rouyn-Noranda. La rose des vents qui combine l'influence des trois stations météorologiques au centre du domaine de modélisation est présentée à la figure 5-3. Cette rose des vents est essentielle pour

mieux comprendre les conditions du site et pour déterminer la localisation optimale pour la plantation d'arbres permettant d'agir comme brise-vent et/ou filtre à poussières.

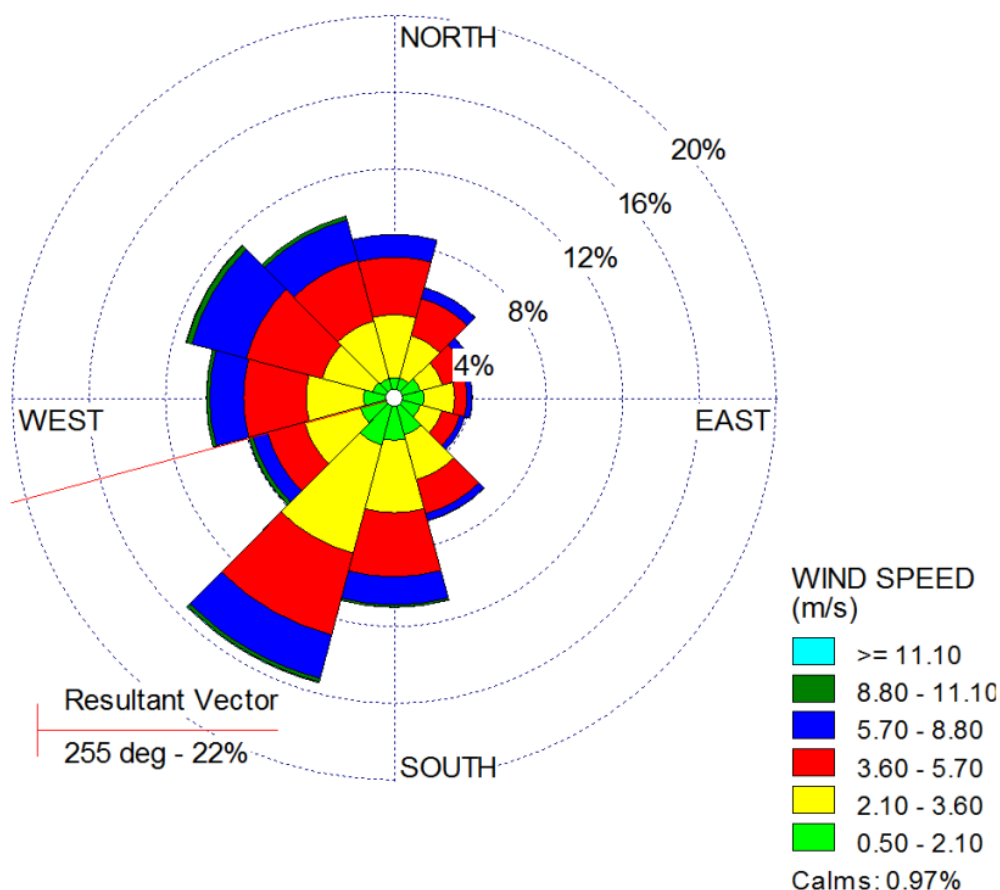


Figure 5-3: Rose des vents générée par CALMET pour les stations météorologiques retenues (vents à 10m du sol)

Selon la figure 5-3, les vents dominants près du site proviennent de la direction sud-ouest. Très peu de vents viennent de la direction nord-est et est. Il ne serait donc pas avantageux d'installer un mur brise-vent végétal au nord-est ou à l'est d'une source d'émission de particules, car ce mur ne permettrait pas de réduire la vitesse du vent en amont des sources.

Les données aérologiques proviennent de la station de Maniwaki. Ces données permettent d'établir le profil vertical des variables météorologiques. Les données ont été intégrées dans CALMET qui permet de

créer un fichier de données météorologiques adapté aux conditions et à la topographie du site à l'étude. Ce sont ces données qui permettent d'étudier la dispersion des contaminants dans l'atmosphère.

5.3. Caractéristiques de surface

La surface du sol est un élément qui a de l'importance dans les paramètres de dispersion atmosphérique. L'utilisation des sols doit être précisément définie afin de représenter les conditions d'un site en particulier. Les paramètres suivants sont calculés en fonction des sols : le rapport de Bowen, l'albédo et la rugosité.

Le rapport de Bowen est le rapport entre le flux de chaleur sensible et le flux de chaleur latente. La chaleur sensible est l'énergie qui est transmise de la surface de la Terre à l'atmosphère par conduction. La chaleur latente est le transfert d'énergie de la surface de la Terre à l'atmosphère par évaporation. Selon l'utilisation des sols d'un site, plus le contenu en eau/humidité est élevé, plus la chaleur latente sera élevée par rapport à la chaleur sensible, ce qui résulte en un rapport de Bowen faible.

Deux types de surfaces ont été retenues pour cette étude : une surface à recouvrement forestier et une autre surface qui a été déboisée, qui est représentée par un couvert rocheux, sans végétation. La différence entre ces deux surfaces vient changer de façon importante les paramètres pour le rapport de Bowen, l'albédo et la rugosité qui sont intégrés dans le modèle de dispersion. Le tableau 5-1 ci-dessous présente les différences pour les deux types de couvert de sol.

Tableau 5-1: Paramètres pour l'utilisation des sols selon les données d'utilisation des sols (US EPA, 2013)

Paramètres selon la saison	Sol rocheux (code 31)	Zone forestière (code 42)
<i>Hiver</i>		
Albédo	0,6	0,35
Bowen	0,5	0,5
Rugosité	0,05	1,3
<i>Transition (printemps et automne)</i>		
Albédo	0,2	0,12
Bowen	1	0,3
Rugosité	0,05	1,3
<i>Été</i>		
Albédo	0,2	0,12
Bowen	1	0,3
Rugosité	0,05	1,3

La différence entre les deux types de couvert de sol est aussi importante au niveau de la rugosité. Plus le paramètre de rugosité est faible, moins le profil de vent est affecté près du niveau du sol. Il y a donc très peu de réduction de la vélocité du vent près du sol. Selon les données pour le sol rocheux, la vitesse du vent sera très peu réduite, contrairement à la zone forestière qui possède une rugosité plus importante. Les arbres jouent un rôle important dans la réduction de la vitesse du vent à faible altitude.

Une différence est également observée pour le rapport de Bowen pendant les périodes de transition et pendant l'été. Comme une surface rocheuse a un contenu faible en eau/humidité, le rapport de Bowen est élevé. Le contenu en humidité des arbres et des espèces végétales est plus important, ce qui résulte en un rapport de Bowen plus faible. Cette différence vient changer le profil de transfert de chaleur à la surface du sol.

L'albédo est également différent d'une surface de sol à l'autre. En hiver, l'albédo est plus élevé, car la majorité de la radiation est reflétée sur la neige qui est une surface blanche. La différence pour l'albédo est moins importante en été entre la surface rocheuse et la zone forestière, car les deux surfaces sont

sombres et absorbent la radiation. Une surface plus sombre favorise l'absorption de chaleur et la création de zones de turbulence convectives dans l'atmosphère.

5.4. Données sur la déposition

Afin d'inclure les phénomènes de déposition dans l'étude de dispersion atmosphérique, des paramètres additionnels ont été considérés dans le modèle. Les modules de déposition sèche et humide du logiciel CALPUFF ont été activés et une paramétrisation est requise pour bien représenter les conditions à modéliser. Les inversions météorologiques et l'hétérogénéité spatiale sont des facteurs importants à considérer dans l'efficacité de réduction de pollution par végétation (Janhall, 2015). Ils doivent être inclus dans les paramètres du modèle de dispersion.

La déposition des particules a été considérée pour les trois tailles de particules généralement normées. Ces tailles de particules incluent les particules totales, les particules PM_{10} et les particules fines $PM_{2,5}$. Selon ces granulométries, les vitesses de déposition utilisées dans le modèle de dispersion sont différentes. Le tableau 5-2 présente les paramètres entrés dans CALPUFF pour déterminer les profils de déposition sèche. Le modèle utilise une valeur par défaut pour la déposition sèche des particules fines (PM_{10} et $PM_{2,5}$). Pour les particules totales, le diamètre moyen a été évalué à 20 microns selon des informations recueillies dans les données de référence du US EPA selon les concentrations relatives des différentes tailles de particules en suspension dans l'atmosphère. La distribution typique des tailles de particules en suspension est présentée sur la figure 5-4.

Tableau 5-2: Paramètres utilisés dans CALPUFF pour la déposition des particules

Types de particules	Diamètre de particule moyen (microns)	Écart-type géométrique standard	Référence
Particules totales (PST)	20	2,0	Diamètre moyen déterminé selon une distribution normale des émissions de particules
Particules fines (PM_{10})	0,5	2,0	Paramétrisation par défaut de CALPUFF
Particules fines ($PM_{2,5}$)	0,5	1,5	Paramétrisation par défaut de CALPUFF

En comparant les diamètres de particules moyens proposés par CALPUFF pour les particules fines, on remarque que le même diamètre est attribué aux deux catégories de particules (PM_{10} et $PM_{2.5}$). Selon la figure 5-4, l'utilisation d'un diamètre de particule de 0,5 microns semble basse considérant la distribution des particules pour les PM_{10} . Selon les équations permettant de calculer les vitesses de déposition, plus le diamètre de particules est petit, plus la vitesse de déposition sera faible. L'utilisation de cette valeur par défaut proposée dans le modèle CALPUFF sous-estime potentiellement le flux de déposition sèche calculé. En l'absence de données mesurées plus fiables, les valeurs par défaut ont été conservées dans le modèle CALPUFF.

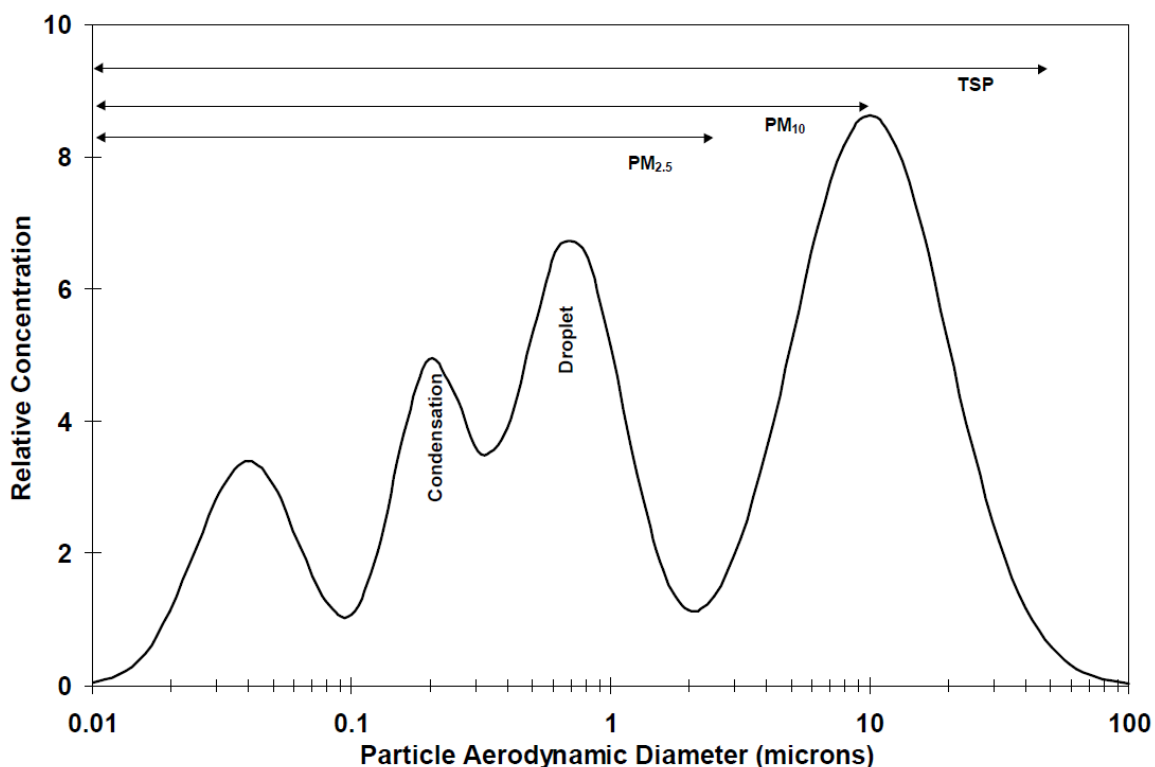


Figure 5-4: Concentration relative des particules en suspension dans l'atmosphère en fonction du diamètre des particules en microns (C. Chow et G. Watson, 1998)

5.5. Sources de contaminants atmosphériques

Afin de quantifier les efficacités de réduction de la pollution par la végétation à l'aide du modèle CALPUFF, des sources d'émission de particules ont été intégrées dans le modèle. Les sources qui ont été incluses sont des sources d'émission dont les facteurs d'émission sont directement proportionnels à la

vitesse du vent. La première source d'émission correspond à une pile de résidus miniers. Cette source est représentée comme une source de surface pour un volume de résidus entreposés en pile de 200 000 m³. Les particules émises par cette source sont catégorisées selon trois tailles de particules : PST, PM₁₀ et PM_{2.5}.

La deuxième source d'émission considérée est une source volumique qui représente les activités de manutention des résidus miniers par une chargeuse. Les émissions calculées pour la manutention de résidus sont basées sur la manutention de 100 tonnes de résidus par heure. Les détails des deux sources sont présentés dans le tableau 5-3. Il est important de mentionner que les taux d'émissions sont comparables à ceux relevés dans plusieurs études d'impact sur l'environnement pour des projets miniers.

Tableau 5-3: Sources d'émissions intégrées dans le modèle de dispersion atmosphérique

Source	Description	Hauteur d'émission	Taux d'émission			Référence pour le calcul
		m	PST	PM ₁₀	PM _{2.5}	
Pile de résidus	Source de surface de 280 m de rayon et 40 m de hauteur	20	1,4E-04 g/ m ² s	7,2E-05 g/ m ² s	2,9E-05 g/ m ² s	(Environnement Canada, 2016) Taux de silt utilisé = 9.5 %
Chargeuse	Source volumique <i>Un taux d'émission normal et réduit sont présentés</i>	5	0,23 g/s 0,16 g/s	0,082 g/s 0,056 g/s	0,012 g/s 0,009 g/s	(US EPA, 2016) Chapitre 13.2.4 Taux d'humidité : 1 % Vitesse de vent normale : 3,75 m/s Vitesse de vent avec brise-vent : 2,81 m/s

5.6. Modélisation de cas avec et sans végétation

Les effets des végétaux sur la réduction des émissions et des concentrations de particules dans l'atmosphère sont confirmés dans plusieurs articles scientifiques. Par contre, peu de ces articles ciblent spécifiquement l'efficacité de réduction des sites miniers.

Quatre cas particuliers ont été modélisés en considérant toujours la même localisation de la mine, les mêmes sources d'émission de particules et les mêmes données météorologiques. Pour chaque modélisation, les concentrations sont calculées à 72 points récepteurs localisés autour des sources d'émission. Ces récepteurs ont été localisés selon une configuration circulaire pour évaluer les concentrations par rapport aux différentes directions et distances. Les 72 récepteurs sont illustrés à la figure 5-5. Les récepteurs sont localisés à tous les 20° et à 500, 1000, 2000 et 3000 mètres des sources d'émission. En plus de ces récepteurs, une grille de récepteurs localisés à tous les 500 mètres a été insérée dans le modèle afin d'analyser les résultats de concentration obtenus sur la superficie totale de 100 km² du domaine de modélisation.

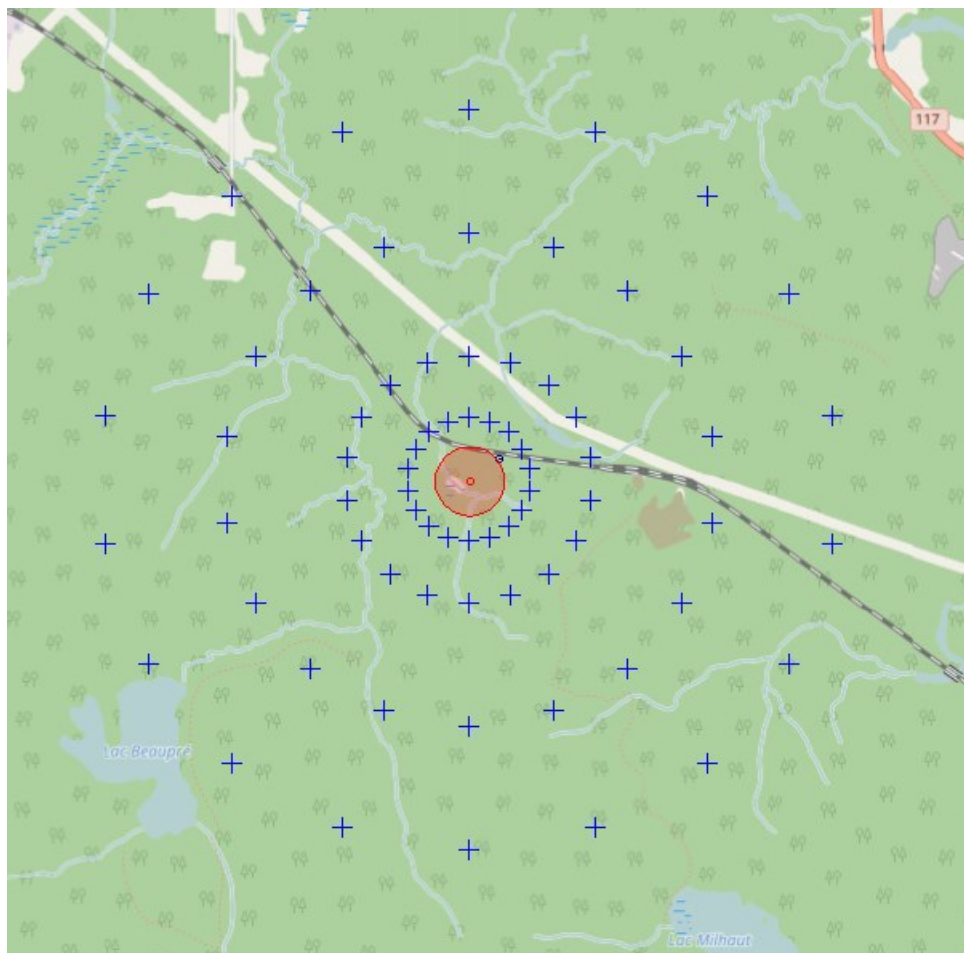


Figure 5-5: Localisation des récepteurs pour la modélisation de la dispersion des particules (croix bleues)

Modélisation A

Le premier cas modélisé est celui d'une mine qui se trouve dans un environnement ayant un couvert de végétation presque nul. Pour réaliser cette modélisation, l'utilisation des sols du domaine de modélisation a été modifiée pour considérer un sol rocheux. La figure 5-6 ci-dessous illustre le couvert de sol intégré dans le modèle de dispersion atmosphérique. Cette figure illustre également la source d'émission surfacique en rouge et les récepteurs où les concentrations de particules sont calculées (croix bleues). Une source de surface a été intégrée au modèle afin de représenter une pile de résidus miniers.

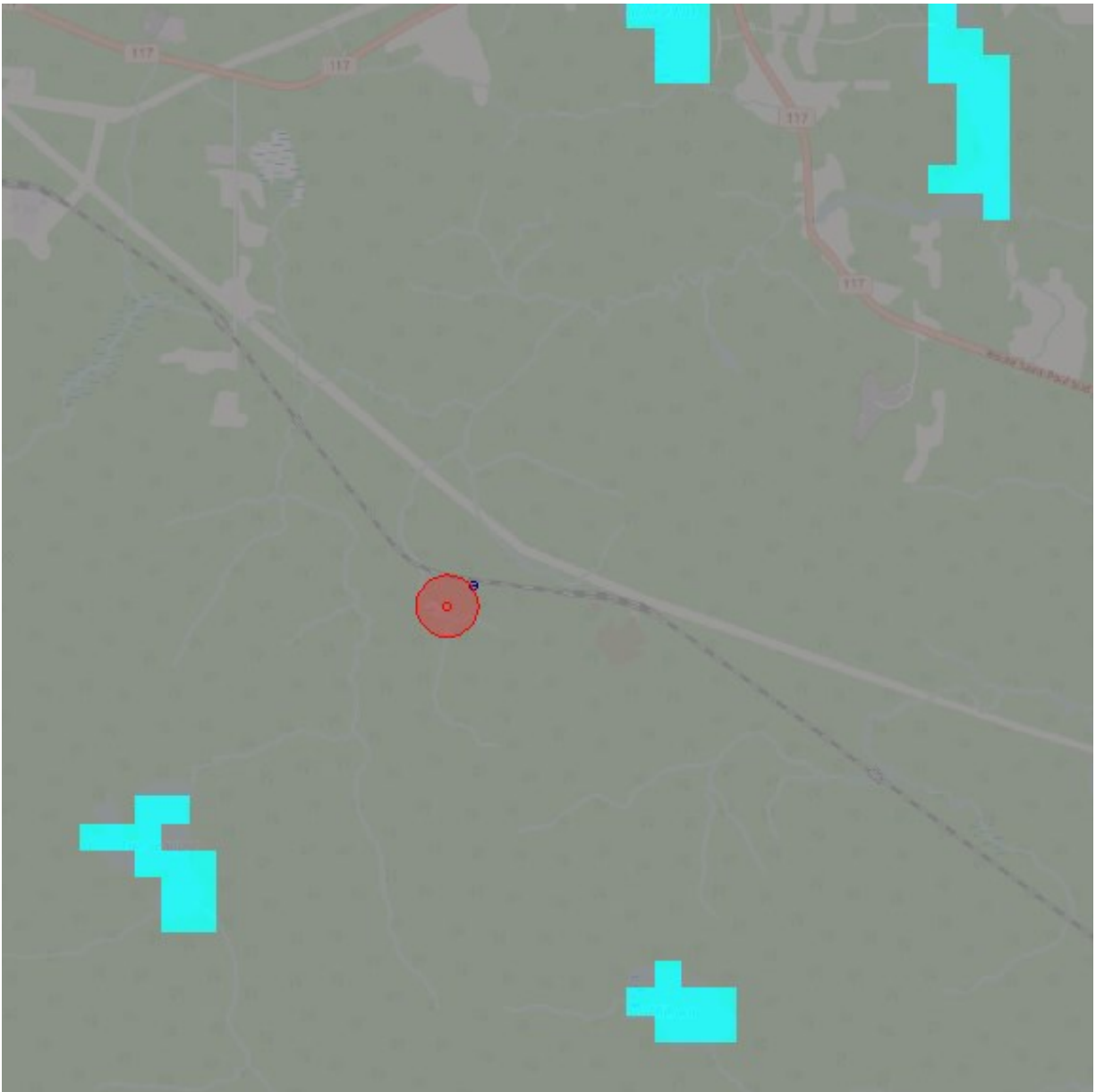


Figure 5-6: Modélisation A – Couvert de sol et source d’émission de particules gris = sol dénudé, bleu = eau

Modélisation B

Le deuxième cas modélisé est le même que le précédent, à l’exception du changement sur le couvert de sol qui a été attribué selon le couvert réel qui se trouve au site sélectionné. Ce couvert de sol est principalement constitué de végétation à prédominance d’espèces conifères. Les mêmes sources d’émission ont été intégrée à ce modèle. La modélisation de ce cas et du premier cas présenté permettra de comparer l’effet du couvert végétal sur la dispersion des particules dans l’atmosphère et

sur le potentiel de déposition sèche. La figure 5-7 ci-dessous illustre le couvert de sol intégré dans le modèle de dispersion atmosphérique.

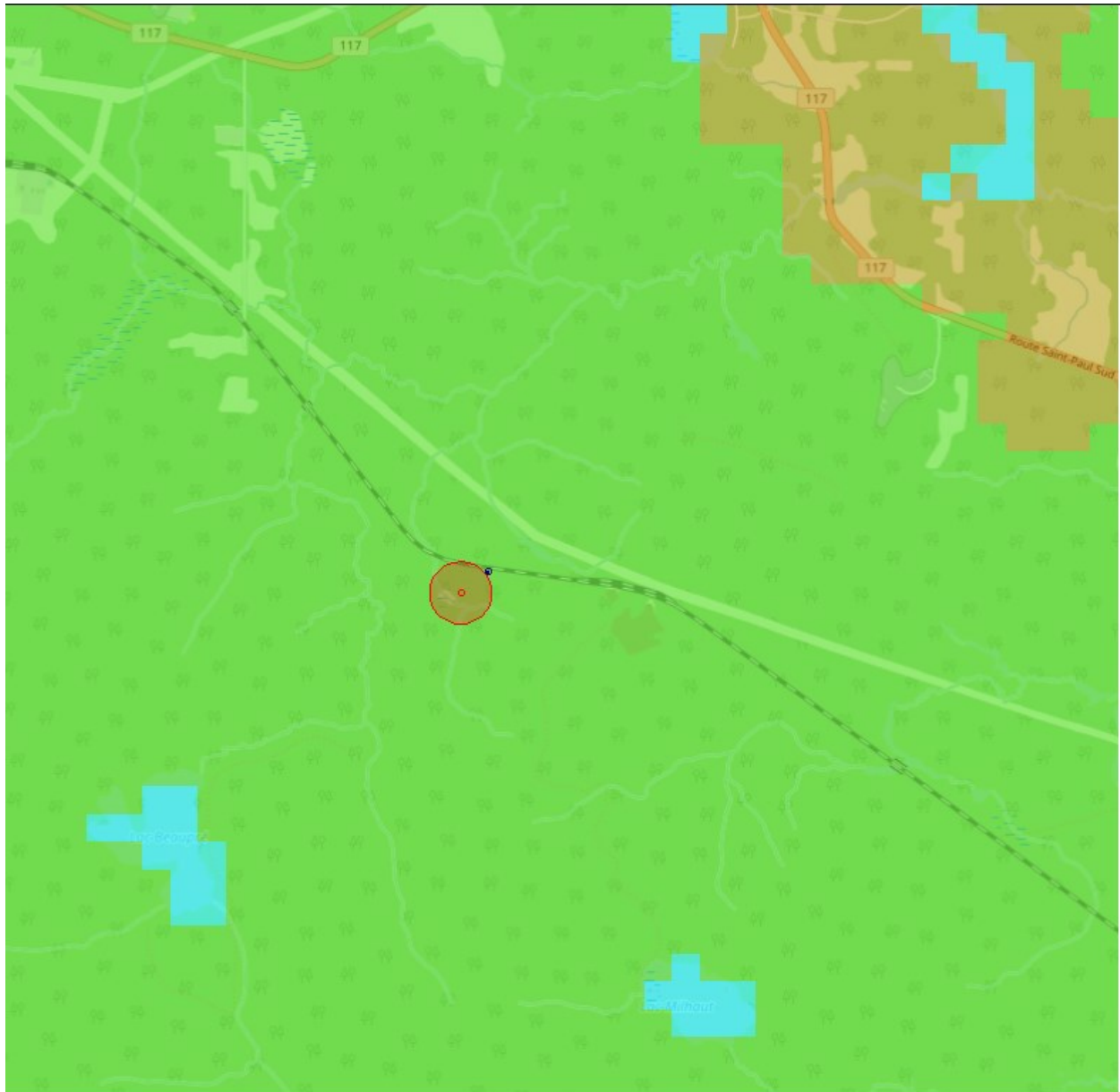


Figure 5-7: Utilisation des sols pour le cas B (avec végétation) – vert = forêt de conifère – bleu = eau – orange = arbustes

Modélisation C

Le troisième cas modélisé est le même que le précédent qui comprend un couvert de sol forestier et les mêmes sources d'émission : une pile de résidus miniers et la manutention de minerai par une

chargeuse. La différence apportée à ce cas est l'intégration d'un mur brise-vent constitué de conifères. Comme il n'est pas possible de modifier les profils de vent dans CALPUFF pour intégrer cette mesure de réduction, il a été considéré que l'effet du mur brise-vent permet la réduction des vents sur le site de 25 %. Cette réduction a été appliquée dans le profil d'émission variable de la pile selon les vitesses de vents. Dans le cas de la modélisation initiale et selon la formule du MDDELCC, l'érosion éolienne de la pile est seulement active au-delà des vitesses de vent de 19,3 km/h (MDDELCC, 2014). En considérant une réduction de 25 % des vents, les émissions de la pile ont seulement été activées à une vitesse de vent de 24,1 km/h dans le modèle (qui représente une augmentation de 25 % par rapport à la vitesse seuil de 19,3 km/h). Pour ce qui est de la source d'émission de manutention de minerai, le taux d'émission réduit présenté dans le tableau 5-3 a été utilisé.

Modélisation D

Pour le quatrième et dernier cas modélisé, la déposition humide et sèche des particules ont été désactivées dans le modèle. Cette modélisation permet d'évaluer l'importance de la déposition dans l'enlèvement de la pollution atmosphérique. Pour ce modèle, l'utilisation des sols a été maintenue à celle présentant un sol végétalisé (cas B).

6. ANALYSE DES RÉSULTATS DE MODÉLISATION DE DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE

Cette section présente les résultats des modélisations de la dispersion atmosphérique qui ont été complétées afin de quantifier l'efficacité des mesures de mitigation à l'aide du modèle de dispersion atmosphérique CALPUFF. Pour chaque cas, les résultats de concentration et de déposition sont présentés à l'annexe 1 pour les 72 points récepteurs pour chaque contaminant (PST, PM₁₀ et PM_{2.5}). Les résultats de concentration maximale sont présentés pour une période de 24 heures durant l'année modélisée. Les résultats représentent donc la pire journée de pollution atmosphérique considérant 24 heures d'exposition. La période de 24 heures a été sélectionnée étant donné que les normes de concentration ambiante du MDDELCC sont établies sur cette période pour les PST et PM_{2.5}.

6.1. Modélisation A – sols sans végétation

Pour la modélisation des sources d'émissions d'un site minier pour le terrain sans végétation, les concentrations de particules en suspension totales sont présentées sur la figure 6-1. La concentration maximale obtenue est de 373 µg/m³ au sud des sources d'émission. Les concentrations de contaminant se dispersent loin des sources étant donné que les sols dénudés de végétation affectent moins le profil vertical de vent.

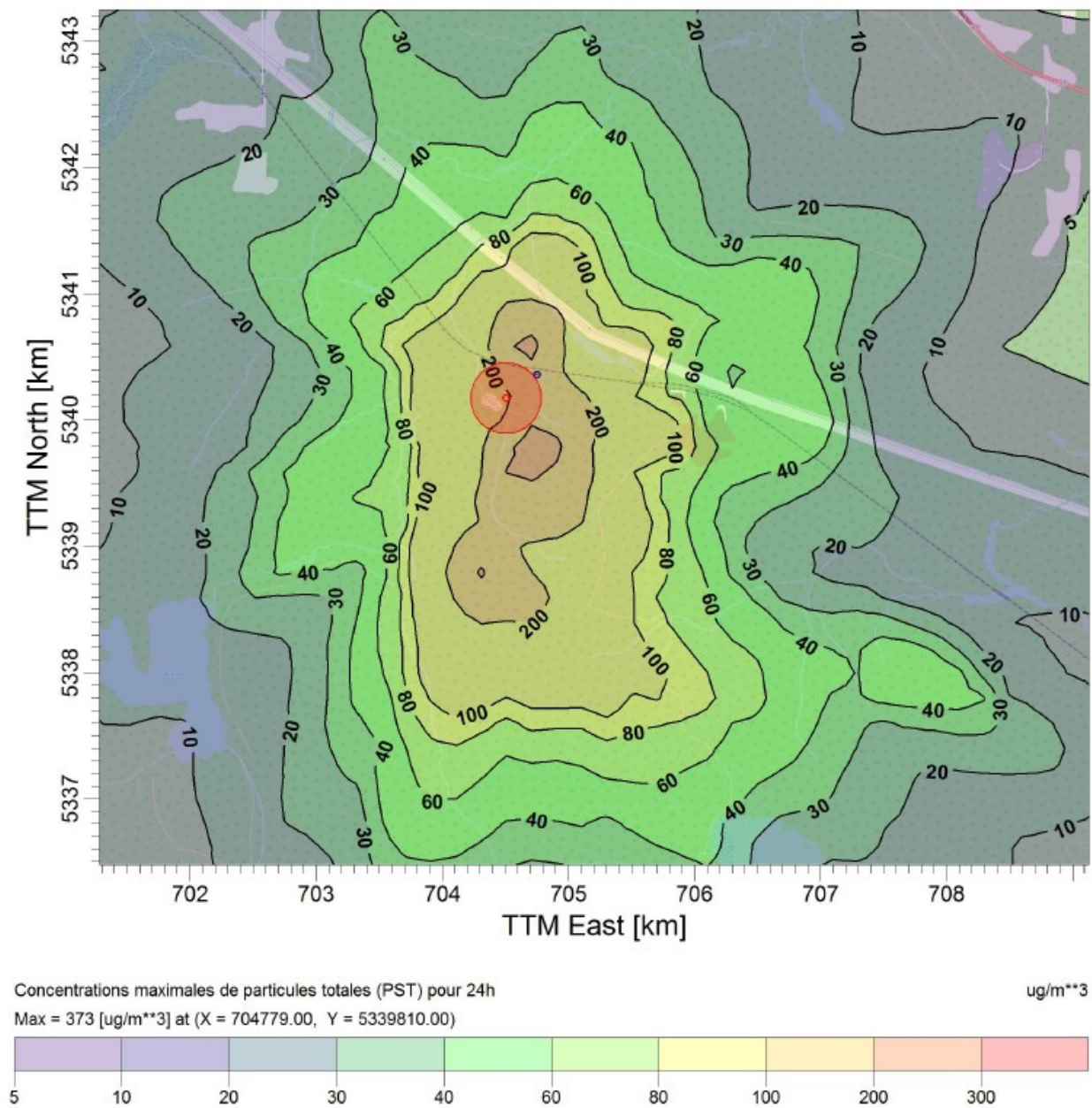


Figure 6-1: Résultats de concentration maximale (24h) des particules en suspension totales pour la modélisation sur sol rocheux (sans végétation) – cas A

Les résultats de déposition sèche calculés par la modélisation sont présentés au tableau 6-1 ci-dessous. Ces résultats présentent seulement le taux maximal de déposition pour chaque distance entre les sources et les récepteurs. Les résultats de concentration et de déposition détaillés pour les 72 récepteurs localisés de 500 à 3000 mètres des sources d'émission sont disponibles à l'annexe 1. Les résultats sommaires présentés au tableau 6-1 montrent que la déposition est beaucoup plus importante

pour les particules ayant un diamètre plus grand que 10 et 2,5 microns. De plus, la déposition est plus importante à proximité des sources d'émissions. Par contre, les particules fines ont des taux de déposition plus constants étant donné que les particules fines restent en suspension sur une plus longue distance et durée dans l'atmosphère.

Tableau 6-1: Résultats de concentration et déposition sèche des particules sur une période de 24h – cas A

Distance de la source	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2.5}	Déposition sèche PST	Déposition sèche PM ₁₀	Déposition sèche PM _{2.5}
(m)	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ² s	µg/m ² s	µg/m ² s
500	351	200	80	16,9	0,03	0,01
1000	229	145	58	10,0	0,01	0,005
2000	155	148	60	5,2	0,01	0,003
3000	73	135	54	3,0	0,01	0,002

6.2. Modélisation B – sols avec végétation

Les mêmes sources d'émissions de particules ont été modélisées en modifiant l'utilisation des sols dans le modèle CALPUFF. Les sols rocheux ont été modifiés pour des sols composés de forêt de conifères. Les résultats de modélisation obtenus avec ces paramètres sont présentés à la figure 6-2. La concentration maximale obtenue est d'environ 1,4 fois supérieure à la modélisation du cas A. La dispersion des particules pour la deuxième modélisation avec végétation est sur une plus courte distance. Avec la présence de végétation au sol, les particules ont tendance à s'accumuler davantage près des sources d'émission et de moins se disperser. Les concentrations élevées de particules sont calculées dans un rayon approximatif d'un kilomètre des sources. En comparant le profil de dispersion des particules avec et sans végétation, il est possible de constater la différence au niveau des courbes de concentration. La présence de végétation est donc un avantage pour les récepteurs situés à plus d'un kilomètre des sources. Par contre, les personnes exposées à la pollution atmosphérique qui sont localisées très près des sources d'émission peuvent être désavantagées par la présence des arbres, car ceux-ci augmentent la turbulence et le rabattement des particules. Il est donc difficile de conclure si les arbres sont un avantage ou un inconvénient, car ceci varie selon différentes situations. Une mine très près de récepteurs sensibles, dont des quartiers résidentiels, pourrait être désavantagée par la présence d'arbres et le fait que la dispersion des particules ne soit pas optimale. Toutefois, cette situation est rarement réaliste, car très peu de mines sont situées à moins de deux kilomètres d'un quartier

résidentiel. Donc, dans la plupart des cas pour le domaine minier, on peut conclure que les effets des arbres sont positifs étant donné qu'ils permettent de maintenir les concentrations plus élevées près des sources d'émission et d'éviter que des concentrations élevées en contaminants se propagent à des distances plus éloignées. Pour les mines situées en périphérie des quartiers résidentiels, les arbres ne favorisent pas une bonne dispersion atmosphérique et pourraient potentiellement emprisonner les particules et créer des zones de concentrations élevées. La mine Canadian Malartic est un exemple d'une mine sur le territoire québécois qui est localisée très proche de zones habitées. Une modélisation avec et sans végétation pourrait être effectuée afin d'évaluer si la végétation vient augmenter ou réduire les concentrations de particules dans l'atmosphère à cet endroit.

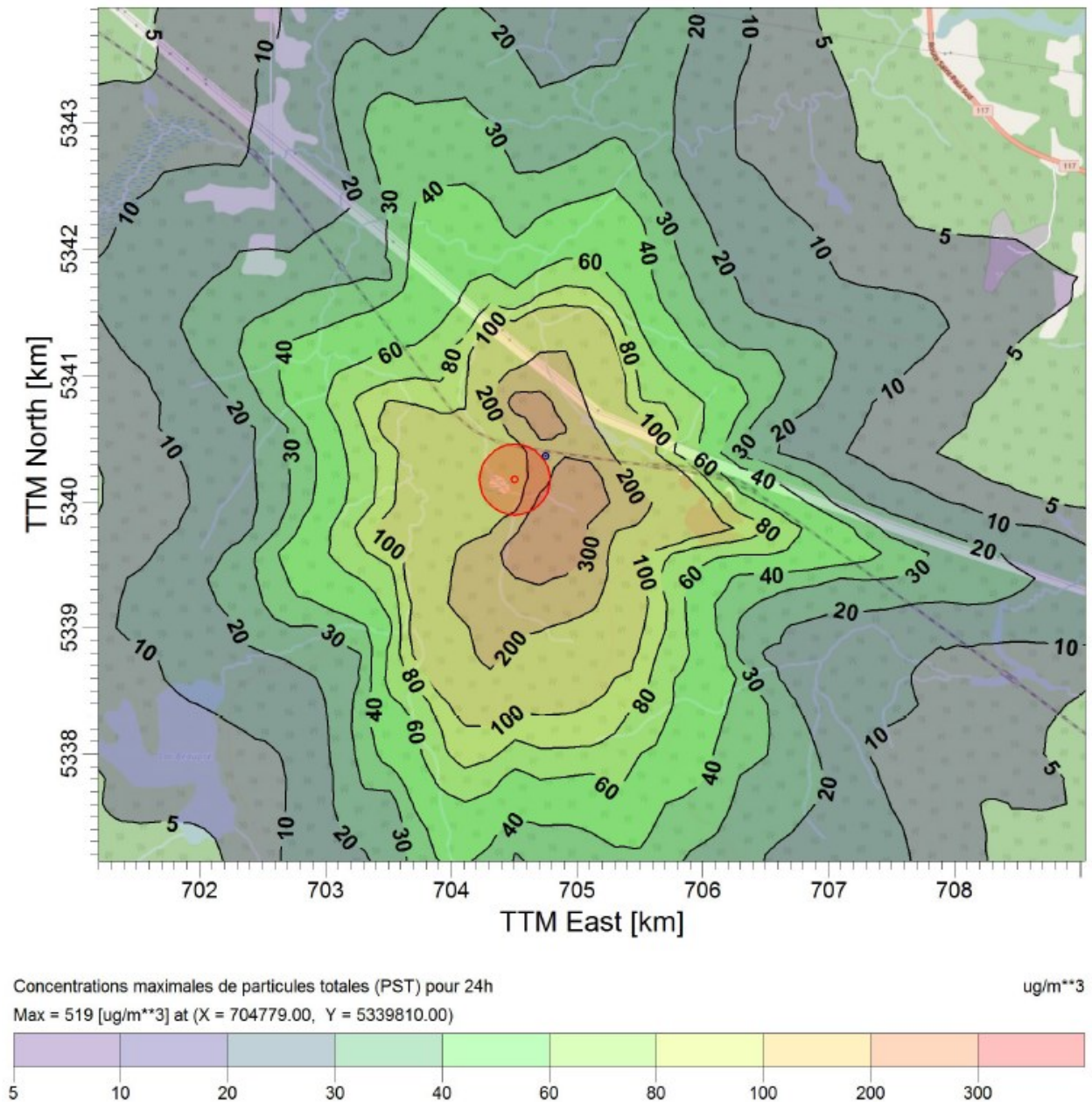


Figure 6-2: Résultats de concentration maximale (24h) des particules en suspension totales pour la modélisation sur sol avec végétation – cas B

Les résultats de concentration et de déposition maximale calculés pour chaque distance entre la source et les récepteurs sont présentés au tableau 6-2 ci-dessous. Les résultats permettent de conclure que les concentrations et la déposition sont beaucoup plus grandes à une courte distance des sources. De plus, les pourcentages de variation présentés au tableau 6-3 permettent de conclure que les taux de déposition sont largement supérieurs lorsque les sols sont occupés par la végétation. Pour ce qui est des

concentrations, les arbres permettent de réduire de façon importante les concentrations à partir d'une distance de deux kilomètres des sources seulement.

Tableau 6-2: Résultats de concentration et déposition sèche des particules sur une période de 24h – cas B

Distance de la source	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2,5}	Déposition sèche PST	Déposition sèche PM ₁₀	Déposition sèche PM _{2,5}
(m)	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ² s	µg/m ² s	µg/m ² s
500	492	295	119	48	0,32	0,02
1000	266	203	82	22	0,16	0,015
2000	95	117	47	5,5	0,07	0,006
3000	43	79	32	2,9	0,04	0,004

Tableau 6-3: Pourcentage de variation du cas avec végétation (cas B par rapport à celui sans végétation (cas A))

Distance de la source	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2,5}	Déposition sèche PST	Déposition sèche PM ₁₀	Déposition sèche PM _{2,5}
(m)	%	%	%	%	%	%
500	29 %	32 %	32 %	65 %	92 %	65 %
1000	14 %	28 %	29 %	54 %	91 %	69 %
2000	-64 %	-27 %	-27 %	5 %	85 %	53 %
3000	-69 %	-70 %	-70 %	-1 %	82 %	39 %

6.3. Modélisation C – mur végétal brise-vent

La modélisation, en considérant une réduction du vent, a permis d'utiliser des taux d'émissions de particules inférieurs dans la modélisation C. Les résultats de cette modélisation sont présentés à la figure 6-3. En comparant les courbes de concentration de cette modélisation avec les figures précédentes, on remarque que les concentrations en particules dans l'atmosphère sont beaucoup plus faibles pour ce cas-ci. De plus, la concentration maximale calculée sur le domaine de modélisation est grandement inférieure que le cas précédant. Pour le cas B, sans les effets du brise-vent, le maximum calculé était de 519 µg/m³ tandis que le maximum calculé avec un mur végétal brise-vent est de 310 µg/m³. De plus, la dispersion des particules s'étend beaucoup moins loin que les deux autres cas modélisés.

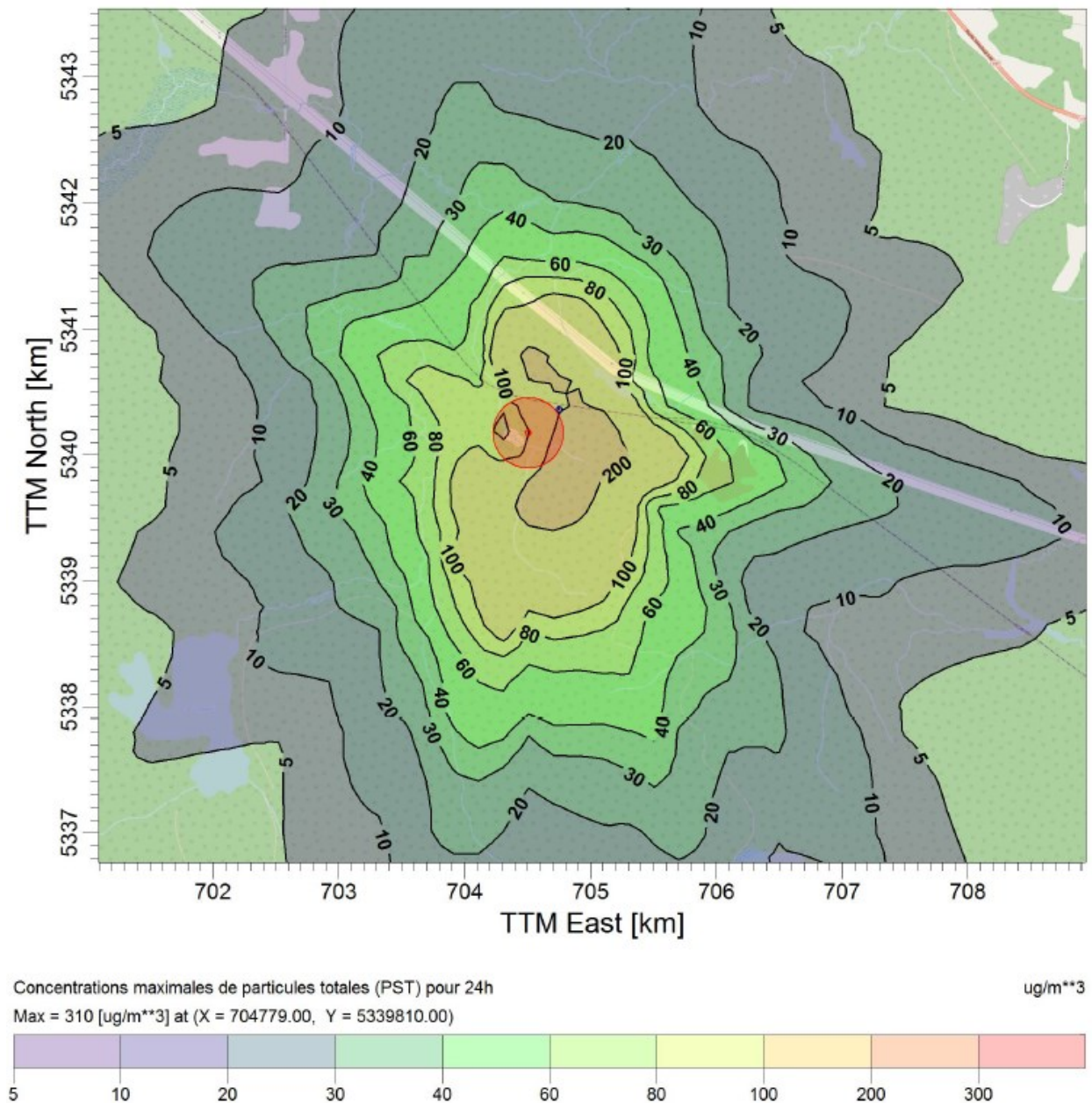


Figure 6-3: Résultats de concentration maximale (24h) des particules en suspension totales pour la modélisation sur sol avec végétation et les effets d’une réduction des vents – cas C

Les résultats présentés au tableau 6-4 montrent la même tendance que dans les autres cas modélisés, c’est-à-dire que les concentrations et les taux de déposition sont plus élevés près des sources d’émission. Avec les pourcentages de variation présentés au tableau 6-5, il est évident qu’une baisse importante des concentrations de particules dans l’atmosphère est obtenue suite à la réduction des vents sur le site par l’utilisation d’un mur brise-vent.

Tableau 6-4: Résultats de concentration et déposition sèche des particules sur une période de 24h – cas C

Distance de la source	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2.5}	Déposition sèche PST	Déposition sèche PM ₁₀	Déposition sèche PM _{2.5}
(m)	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ² s	µg/m ² s	µg/m ² s
500	299	193	75	36	0,31	0,02
1000	177	143	57	20	0,15	0,012
2000	66	79	32	5,3	0,07	0,006
3000	31	53	21	2,1	0,04	0,003

Tableau 6-5: Pourcentage de variation du cas avec végétation et mur brise-vent (cas C) par rapport à celui avec végétation sans mur brise-vent (cas B)

Distance de la source	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2.5}
(m)	%	%	%
500	-64 %	-52 %	-59 %
1000	-51 %	-42 %	-42 %
2000	-44 %	-47 %	-47 %
3000	-38 %	-48 %	-49 %

6.4. Modélisation D – déposition nulle

La dernière modélisation a été complétée sans considérer les taux de déposition humide et sèche. Les résultats obtenus pour ce cas sont présentés à la figure 6-4. Les résultats de cette modélisation sont nettement plus élevés que les autres cas modélisés tel que présenté au tableau 6-6. Le

tableau 6-7 présente la variation des résultats de concentration entre le cas B (avec végétation et déposition) et le cas D (avec végétation et sans déposition). Selon les pourcentages de variation calculés, il y a très peu de différence pour les concentrations de particules fines et très fines (PM₁₀ et PM_{2.5}). Une importante variation est observée pour les particules totales. La déposition est donc un moyen efficace de réduire la teneur en particules totales dans l'atmosphère, mais son efficacité pour réduire les concentrations de particules très fines est faible, car il y a moins de 1 % de variation entre les résultats avec et sans déposition.

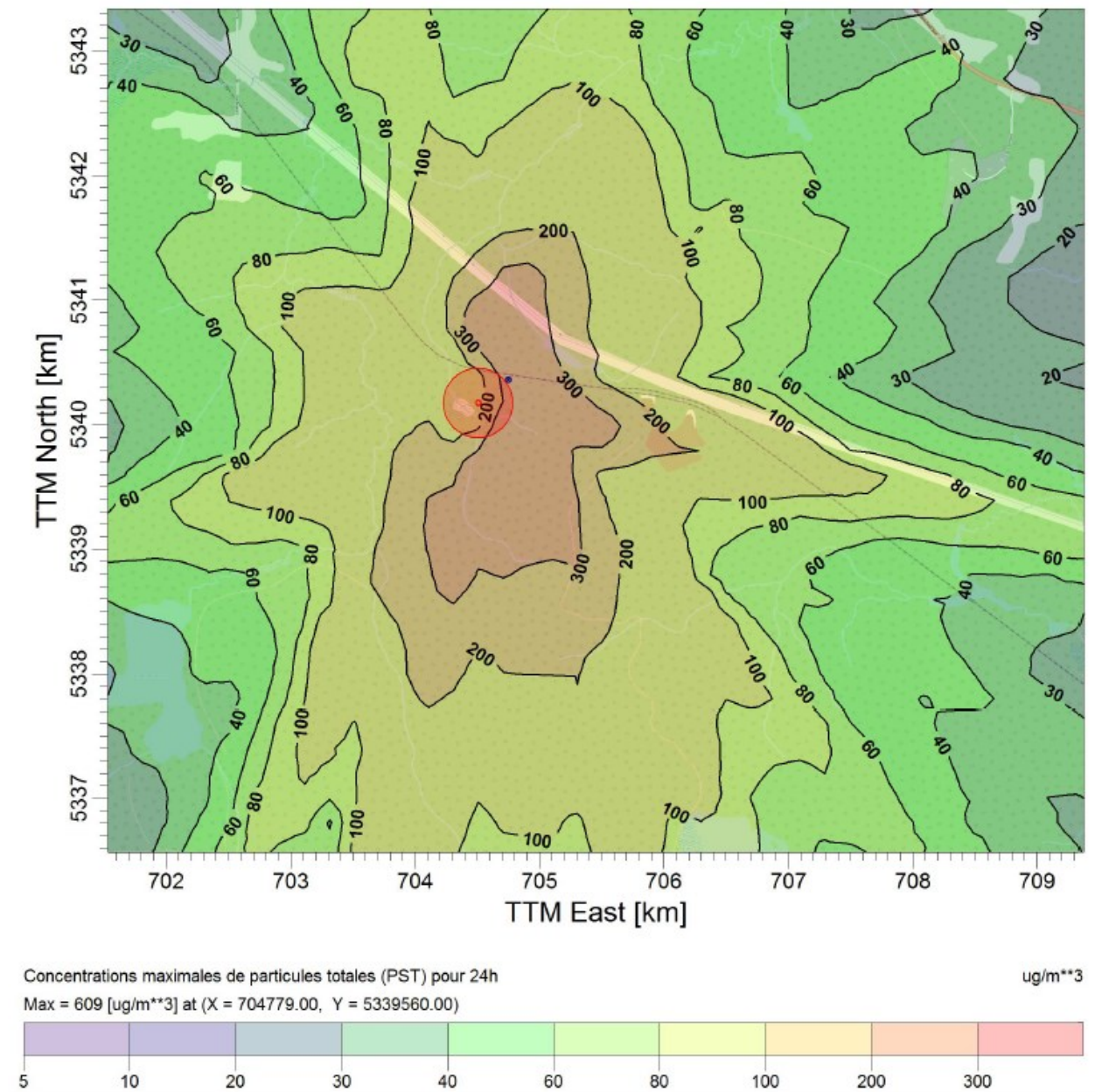


Figure 6-4: Résultats de concentration maximale (24h) des particules en suspension totales pour la modélisation sans déposition particulaire – cas D

Tableau 6-6: Résultats de concentrations maximales sur une période de 24h

Distance de la source	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2.5}
(m)	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³
500	573	295	119
1000	394	203	82
2000	227	117	47
3000	154	79	32

Tableau 6-7: Pourcentage de variation du cas avec végétation sans déposition (cas D) par rapport à celui avec végétation et déposition des particules (cas B)

Distance de la source	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2.5}
(m)	%	%	%
500	14 %	0,03 %	0,03 %
1000	32 %	0,10 %	0,07 %
2000	58 %	0,15 %	0,11 %
3000	72 %	0,22 %	0,17 %

6.5. Comparaison des résultats de modélisation

Selon les quatre cas modélisés, les résultats de concentration de contaminants les plus élevés sont obtenus lorsqu'il n'y a pas de déposition de particules. Ce résultat est logique, car les phénomènes de déposition sèche étaient inclus dans tous les autres scénarios de modélisations.

En comparant les modèles ayant un couvert de végétation au sol, le cas D (sans déposition) avec le cas B (avec déposition), la seule différence entre les deux cas est la considération du flux de déposition des particules. En analysant les résultats aux 72 récepteurs localisés en périphérie des sources d'émission, les concentrations sont en moyenne 2,3 fois plus élevées sans la déposition des particules. La déposition des particules est donc non négligeable dans la réduction de la pollution atmosphérique tel que décrit dans plusieurs ouvrages et articles scientifiques. Étant donné que la végétation améliore le flux de déposition, elle est bénéfique à la réduction de la pollution atmosphérique. En comparant les résultats de déposition sèche entre le cas A (sans végétation) et le cas B (avec végétation), les taux de déposition sont en moyenne 1,5 fois plus élevés pour le cas B avec végétation. Donc, l'enlèvement de pollution

atmosphérique par déposition est favorisé par la présence de végétation. Le graphique présenté à la figure 6-5 permet de comparer les flux de déposition des particules totales pour les cas A et B : sans et avec végétation. Ces flux de déposition ont été calculés avec le modèle de dispersion atmosphérique pour le cas à l'étude.

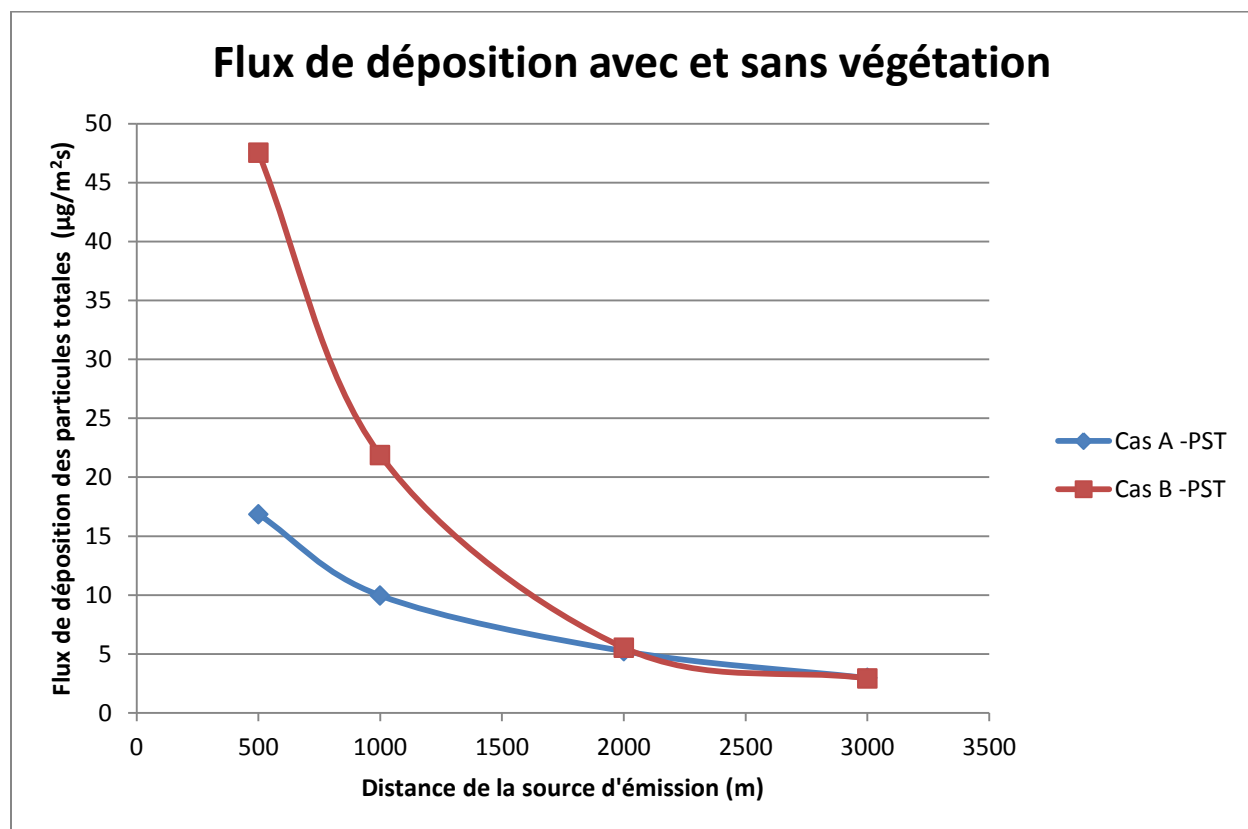


Figure 6-5: Comparaison des flux de déposition des particules totales (PST) pour les modèles de dispersion avec (cas B) et sans végétation (cas A)

La déposition est un paramètre important dans la réduction des concentrations de particules totales, mais pour les particules fines, la déposition a beaucoup moins d'influence sur la réduction des concentrations dans l'air ambiant. La figure 6-6 et la figure 6-7 permettent de constater la différence entre les taux de déposition de particules fines. Les taux de réduction pour les particules fines $PM_{2,5}$ sont presque négligeables étant donné que ces particules sont très petites et qu'elles peuvent se disperser dans l'atmosphère sur de très grandes distances sans se déposer. Elles se comportent davantage comme des gaz que des solides à cause de leur diamètre.

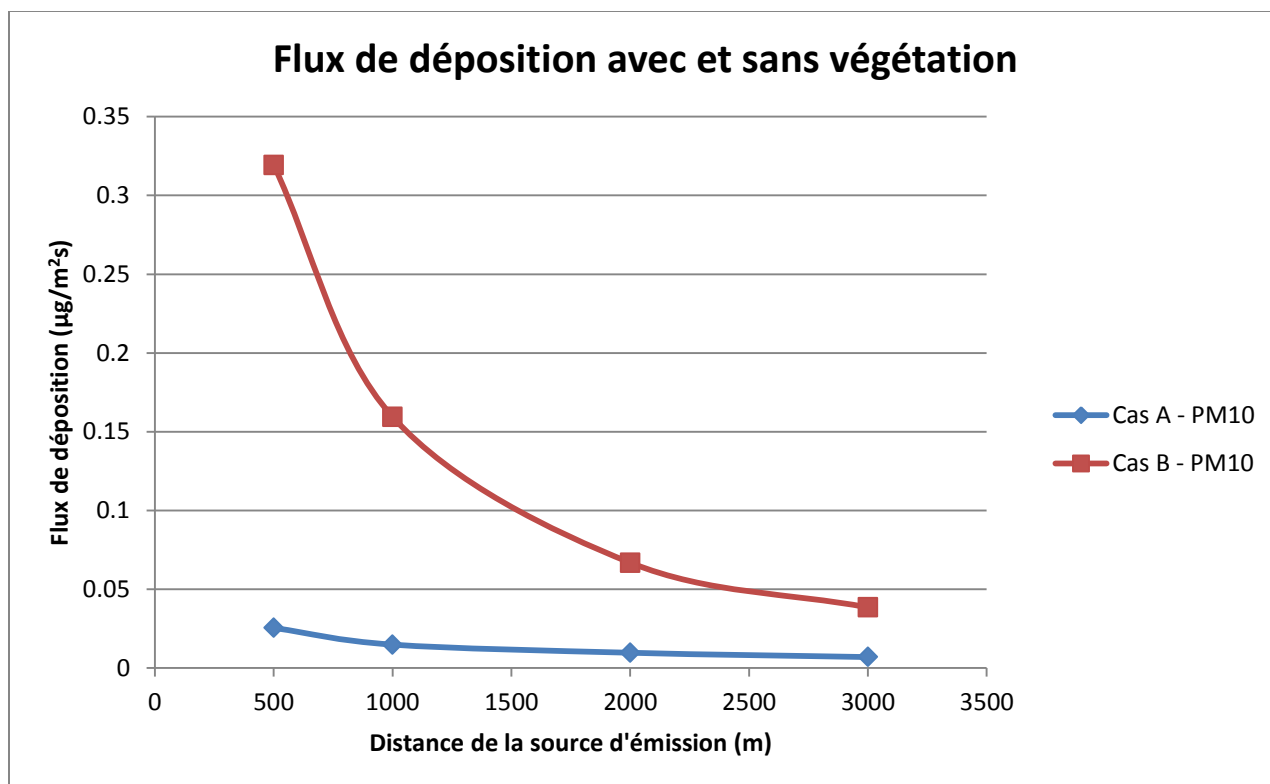


Figure 6-6: Comparaison des flux de déposition des particules fines (PM_{10}) pour les modèles de dispersion avec (cas B) et sans végétation (cas A)

La figure 6-6 montre une variation plus importante du flux de déposition pour les sols avec végétation contrairement au flux de déposition pour les sols dénudés qui est presque constant en fonction de la distance de la source d'émission.

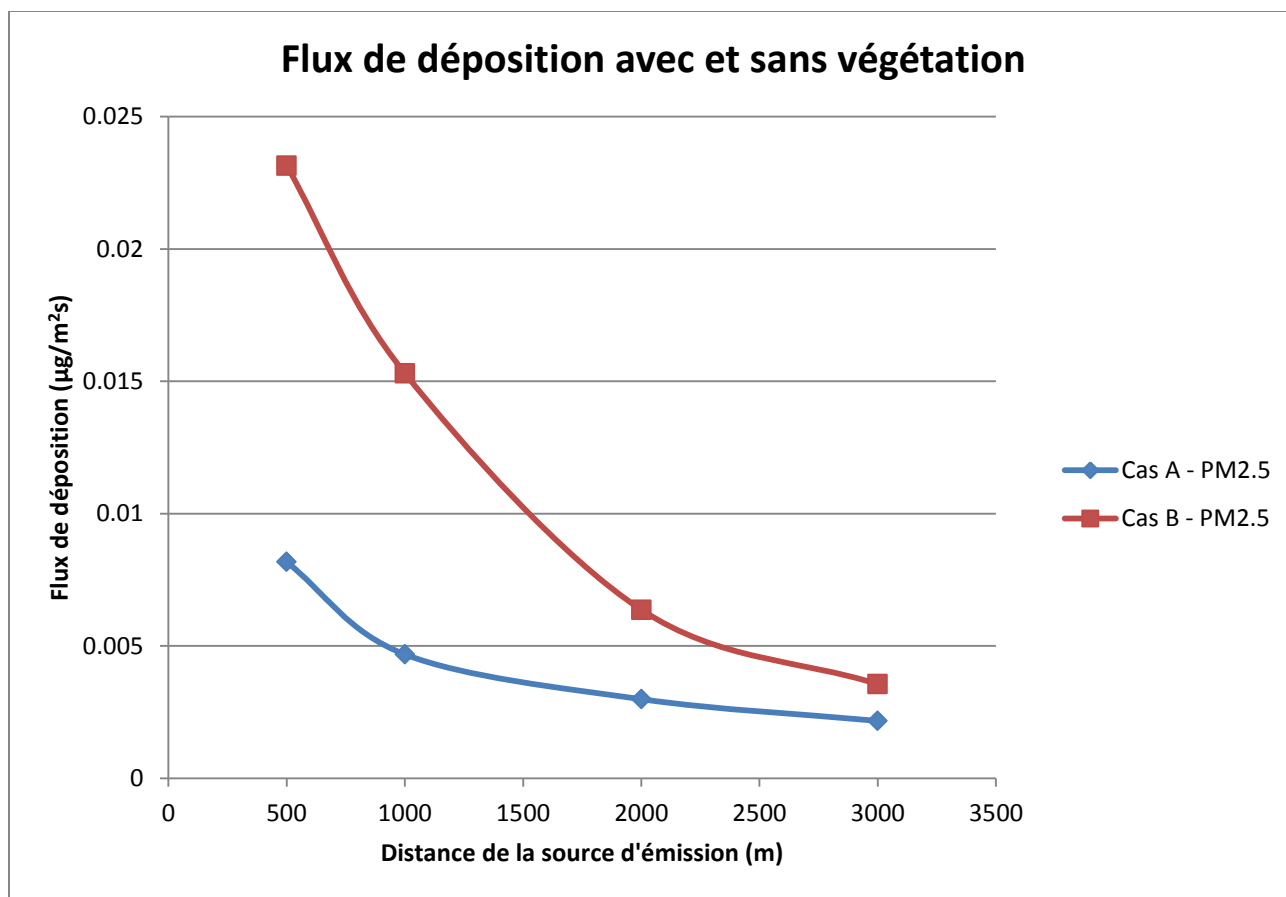


Figure 6-7: Comparaison des flux de déposition des particules fines (PM_{2.5}) pour les modèles de dispersion avec (cas B) et sans végétation (cas A)

Ensuite, l'utilisation d'un mur végétal brise-vent permet de réduire les taux d'émissions à la source. Cette réduction joue un rôle important dans les concentrations de contaminants calculées dans l'atmosphère. Le troisième cas modélisé est donc celui qui présente les meilleures opportunités de réduction des concentrations de particules dans l'atmosphère. Le graphique qui est présenté à la figure 6-8 permet de comparer les résultats de tous les cas modélisés et de constater que le scénario de modélisation avec la haie brise-vent et un sol couvert de végétation (cas C) est le plus optimal pour réduire les concentrations de particules dans l'atmosphère.

Comparaison des résultats de concentration (PST) pour les quatre scénarios de modélisation

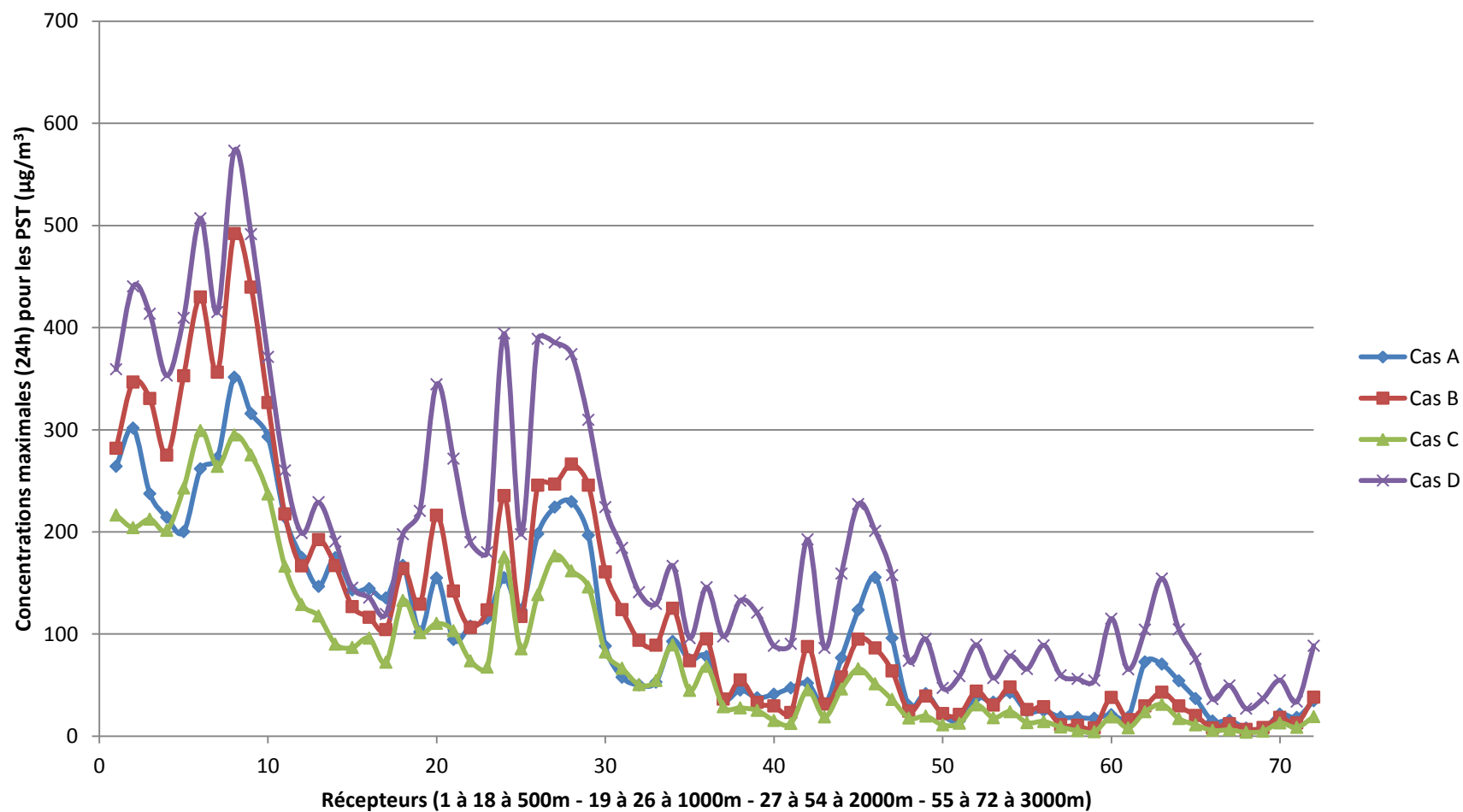


Figure 6-8: Comparaison des résultats de concentration pour les PST à tous les récepteurs pour les quatre cas modélisés

6.6. Modélisations additionnelles

Dans le but d'évaluer l'influence de la résistance cuticulaire des arbres sur la déposition des particules, les paramètres par défaut du modèle CALPUFF ont été modifiés dans un scénario de modélisation additionnel. Bien que la résistance cuticulaire ait un effet sur le taux de déposition des particules, les résultats de modélisation avec une résistance cuticulaire plus élevée n'ont rien changé au niveau des résultats de concentration calculés par le modèle. Après plusieurs scénarios d'essai avec les paramètres modifiés du modèle, il est possible de conclure que l'algorithme du modèle pour tenir compte de la résistance cuticulaire n'est pas configuré pour la déposition des particules solides, mais seulement pour la déposition sèche des gaz ou des aérosols (particules gazeuses). Il est donc impossible, avec le modèle CALPUFF, de quantifier l'effet de la résistance cuticulaire sur les taux de déposition particulaire pour les solides. Il était donc impossible d'effectuer ce scénario de modélisation, bien qu'il aurait été intéressant, car celui-ci aurait permis de quantifier les effets de la rugosité de la surface foliaire sur les taux de déposition.

6.7. Limites de la modélisation

Les différents scénarios de dispersion atmosphérique qui ont été complétés pour quantifier les effets de la végétation sur la réduction des concentrations de particules dans l'air ambiant comportent certaines limites au niveau de ce qui est possible d'évaluer et également au niveau de la précision des résultats. Tout d'abord, pour modéliser l'effet d'une haie brise-vent, la méthode optimale est de pouvoir modifier le profil de vent dans le modèle. Cependant, le modèle CALPUFF ne permet pas de modifier le profil de vent du fichier de données qui a été produit avec les données des stations météorologiques. Le modèle peut seulement modifier le profil de vent en considérant le rabattement de vent produit par des structures et bâtiments avec l'outil *BPIP*. Toutefois, cette modification pour les effets de rabattement de vent peut seulement être apportée pour des sources de cheminées et non des sources fugitives. Donc, même si la haie brise-vent aurait été insérée dans le modèle comme une structure, l'effet de rabattement n'aurait pas été considéré pour les sources d'érosion éolienne des piles et de manutention de matériaux. C'est pour cette raison qu'une diminution de la vitesse de frottement seuil a été appliquée manuellement dans le modèle en considérant que sous une vitesse seuil, aucune érosion éolienne n'est anticipée. Par contre, en utilisant cette méthode, il est impossible de contrôler la vitesse de vent selon la direction. Par exemple, si la haie-brise vent se situe d'un seul côté de la source

d'émission, les vents seront réduits seulement pour 180° et non pour les vents provenant de toutes les directions. Cette méthode utilisée peut donc affecter la précision des résultats calculés.

Au niveau de la déposition, certaines incertitudes proviennent du choix de diamètre des particules. Les valeurs par défaut de CALPUFF pour la déposition sèche sont équivalentes pour les $PM_{2.5}$ et les PM_{10} . Il est possible que le diamètre moyen des particules PM_{10} soit sous-évalué dans le modèle. Ceci vient diminuer les taux de déposition obtenus. Un meilleur moyen d'évaluer les taux de déposition aurait été de modéliser plusieurs tailles de particules allant de 1 μm à 100 μm et de recombinaison les résultats selon des courbes de distribution normale pour évaluer les taux de déposition. Cette méthode aurait été plus précise, car elle permet d'avoir un taux de déposition qui varie en fonction de chaque taille de particule qui forme les catégories de particules $PM_{2.5}$, PM_{10} et PST.

Finalement, les modèles de dispersion atmosphérique sont souvent considérés comme des outils qui surestiment les concentrations dans l'air ambiant, surtout lorsque des sources fugitives sont modélisées (US EPA, 2013). Les résultats sont une estimation de ce qui pourrait être obtenu en réalité, basé sur des conditions météorologiques passées. Une revue de littérature et l'utilisation d'un modèle de dispersion atmosphérique sont des bons moyens d'estimer l'efficacité de réduction et de contrôle des poussières dans l'atmosphère, mais le meilleur moyen d'évaluer l'efficacité reste de la mesurer en effectuant des relevés sur le terrain. Cependant, les campagnes de mesures sont souvent longues et coûteuses à effectuer, car il faut mesurer les concentrations avant et après l'ajout de mesures de mitigation pour caractériser le changement. De plus, il faut réaliser la mise en place des mesures de mitigation pour mesurer l'efficacité de celles-ci. Dans ce contexte, il devient donc intéressant d'utiliser la modélisation de la dispersion atmosphérique pour évaluer l'efficacité des mesures de réduction avant de les implanter réellement.

CONCLUSION

En conclusion, la pollution atmosphérique est influencée par la présence de végétaux. Les arbres peuvent réduire la pollution atmosphérique de façon directe en agissant comme obstacle et en favorisant la déposition des particules sur leur surface. Ils peuvent également réduire la pollution atmosphérique de façon indirecte en agissant comme barrière permettant de réduire la vitesse du vent qui influence directement la quantité de particules émises par érosion éolienne. L'analyse de l'effet des végétaux comme brise-vent et comme surface active permettant de favoriser la déposition particulaire permet d'établir une relation directe entre la pollution atmosphérique et la présence de végétaux. Il a été démontré dans l'analyse des résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique que la présence des végétaux est bénéfique dans certaines situations, mais dans certains contextes, elle peut être nuisible.

D'abord, l'utilisation d'arbres comme barrière physique permettant de modifier le profil de vitesse de vent est efficace pour réduire l'emportement de poussière des piles de résidus miniers et l'érosion des sols seulement si le mur végétal brise-vent est bien localisé. Une mauvaise localisation du mur brise-vent pourrait provoquer une accumulation importante de particules à un certain endroit. Si des humains ou des récepteurs d'écosystèmes sensibles se retrouvent à cet endroit, il pourrait y avoir des impacts négatifs importants sur la santé humaine et la santé des écosystèmes. Une mauvaise localisation du mur brise-vent est souvent observée lorsque la végétation est placée dans le sens contraire des vents dominants. Cette configuration ne permet pas de réduire les vents en amont de la source d'érosion éolienne et les concentrations élevées sont donc accumulées près de leur point d'émission. Ceci peut être bénéfique lorsque les concentrations de particules élevées ne sont pas nocives près de leur point d'émission, mais cette mesure de mitigation ne permet pas de réduire la présence des particules dans l'atmosphère. Un point important à retenir dans l'utilisation d'un mur de végétation brise-vent est de bien connaître la position des sources d'émission et des points récepteurs sensibles.

De plus, le profil foliaire a une grande importance dans le profil de vent. Le cyprès de Leyland (*Cupressus Leylandii*) est une espèce d'arbre favorisée pour les barrières de vent étant donné son profil foliaire dense. D'autres espèces de conifères, dont le pin, le sapin et le cèdre, sont reconnues pour leur densité foliaire et leur efficacité comme brise-vent. Les résultats de modélisation en utilisant des taux

d'émission réduits permettent de constater une importante réduction des concentrations ambiantes de particules.

Ensuite, les arbres favorisent la déposition particulaire. Plus l'indice de surface foliaire de l'arbre est élevé, plus la vitesse de déposition des particules sera améliorée. D'autres facteurs tels que la présence de cire sur les feuilles ou la rugosité de la surface foliaire permettent d'améliorer la captation des poussières lors de la déposition. Les résultats de modélisation ont démontré que les taux de déposition étaient de 1,5 fois supérieurs en milieu forestier par rapport à un environnement sans végétation.

La présence de végétation a cependant des effets non désirables au niveau de la dispersion des contaminants. Bien que la végétation augmente les taux de déposition, elle nuit à une dispersion optimale des contaminants à proximité des sources. Donc, des concentrations plus élevées sont retrouvées près des sources et des concentrations moins élevées sont retrouvées à une distance plus importante des sources. C'est pour cette raison que plusieurs articles scientifiques sur les effets en milieu urbain mentionnent que l'utilisation de végétation trop dense en périphérie des routes vient créer des corridors de pollution en plus forte concentration. Ces îlots de pollution sont problématiques en milieu urbain, mais sur un site minier, il y a beaucoup moins de récepteurs sensibles qui sont exposés à des concentrations élevées. Il est beaucoup plus facile de contrôler l'exposition des travailleurs à la pollution atmosphérique avec des équipements de protection individuelle, car leur santé et sécurité est encadrée et contrôlée. En ce sens, il est donc plus souhaitable d'avoir des concentrations de particules élevées dans un environnement contrôlé que des concentrations élevées à des plus grandes distances des sites miniers où les récepteurs n'ont pas de moyen efficace de se protéger contre la pollution atmosphérique.

Finalement, il est impératif de bien connaître les conditions d'un site avant d'utiliser la végétation comme mesure de réduction de la pollution atmosphérique. Certaines espèces d'arbres qui sont reconnues comme étant de bons brise-vents ou des espèces à indice de surface foliaire élevée ne seront pas nécessairement efficaces selon le contexte géographique de la source d'érosion éolienne. Dans le cas étudié en Abitibi-Témiscamingue, ce ne sont pas toutes les espèces d'arbres qui s'avèrent efficaces. Il faut tenir compte du fait que les hivers de cette région sont rudes et que ce ne sont pas toutes les espèces d'arbres qui peuvent y survivre et qui maintiennent leur canopée pendant cette saison. Dans le cas à l'étude, les conifères sont donc un meilleur choix que les feuillus. Cette conclusion n'est toutefois

pas nécessairement transposable pour l'étude d'un autre site ayant des propriétés géographiques différentes. Bien que l'efficacité des arbres pour réduire les concentrations de particules dans l'atmosphère est confirmée dans la littérature et est démontrée par un modèle de dispersion atmosphérique, il reste que la meilleure méthode pour s'assurer de l'efficacité de mesures d'atténuation de la pollution est de procéder à des échantillonnages permettant de caractériser les concentrations de pollution avant et après l'implantation de mesures de mitigation telle que la végétation.

RÉFÉRENCES

- American Meteorology Society. (2012, April). *Meteorology Glossary*. Consulté from http://glossary.ametsoc.org/wiki/Friction_velocity
- Bégin, J.-F. (2016). Mine de Malartic: la Santé publique a de sérieuses réserves. *La Presse*, <http://www.lapresse.ca/actualites/national/201606/11/01-4990846-mine-de-malartic-la-sante-publique-a-de-serieuses-reserves.php>.
- Bell, J. N., & Treshow, M. (2002). *Air Pollution and Plant Life (2nd Edition)*. Wiley ISBN: 978-0-471-49091-3.
- C. Chow, J., & G. Watson, J. (1998, août). *Guideline on Speciated Particulate Monitoring*. Consulté février 21, 2017, from U.S. Environmental Protection Agency - Office of Air Quality Planning and Standards (MD-14): <https://www3.epa.gov/ttn/amtic/files/ambient/pm25/spec/drispec.pdf>
- Cleugh, H. (1998, Vol. 41). Effects of windbreaks on airflow, microclimates and crop yields. *Agroforestry Systems*, pp. 55–84,.
- Cuny, M.-A., & Thibaudon, M. (s.d.). *Végétation, qualité de l'air et aménagement urbain*. Consulté 02 01, 2017, from APPA Nord Pas de Calais: http://www.appa.asso.fr/_docs/7/fckeditor/file/Manifestation/121016/Cuny_Thibaudon.pdf
- Davis, D. (2002). A Look Back at the London Smog of 1952 and the Half Century Since. *Environmental Health Perspectives*, 110(12): A734–A735.
- Dzierżanowski, K., & Gawroński, S. W. (2011). Use of trees for reducing particulate matter pollution in air. *Laboratory of Basic Research in Horticulture, Warsaw University of Life Sciences*, pp. 69 - 73 .
- Environnement Canada. (2015). *Inventaire National des Rejets de Polluants (INRP)*. Consulté 08 16, 2016, from http://ec.gc.ca/inrp-npri/donnees-data/index.cfm?do=results&process=true&lang=fr&opt_report_year=2015&opt_facility_name=&opt_npri_id=&opt_cas_name=&opt_cas_num=&opt_province=&opt_postal_code=H3C&opt_urban_center=&opt_province_comm=&opt_naics6=&opt_naics3=
- Environnement Canada. (2016, 04 19). *Guide pour les carrières et sablières*. Consulté 08 16, 2016, from INRP: <https://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=A9C1EE34-1>
- Exponent. (2014). *Official CALPUFF Modeling System*. Consulté from <http://www.src.com/>
- Foken, T. (2006, vol 119). 50 years of the Monin-Obukhov similarity theory. *Boundary-Layer Meteorology*, pp. 431-447.
- Gao et Al. . (2015, 09 22). Different Concentrations of TSP, PM10, PM2.5, and PM1 of Several Urban Forest Types in Different Seasons. *Polish Journal of Environmental Studies*, pp. 2387-2395.

- Génivar. (2013). *Projet d'exploitation du gisement de nickel Dumont à Launay*. Consulté mars 5, 2017, from BAPE: http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/gisement_nickel_dumont/documents/PR5.2.1.1_An2.pdf
- Génivar. (2013). *Projet Minier Arnaud - Modélisation de la dispersion atmosphérique*. Consulté mars 5, 2017, from BAPE: http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/mine_apatite_sept-iles/documents/PR8.6.pdf
- Gheorge, I. F., & Ion, B. (2011, September 26). The Effects of Air Pollutants on Vegetation and the Role of Vegetation in Reducing Atmospheric Pollution. *The Impact of Air Pollution on Health, Economy, Environment and Agricultural Sources*, pp. 242 - 280.
- Gobron, N. (2008). *Terrestrial Essential Climate Variables for Climate Change Assessment, Mitigation and Adaptation*, . Consulté 12 8, 2016, from Leaf Area Index: <http://www.fao.org/3/a-i0197e/i0197e15.pdf>
- Gobron, N. (s. d.). *Leaf Area Index*. Consulté from Food and Agriculture Organization of the United Nations: <http://www.fao.org/3/a-i0197e/i0197e15.pdf>
- IRSST. (2005). *Silicose, silice et cancer du poumon : méta-analyse de la littérature médicale*. Bibliothèque nationale du Québec: Centre de recherche, Hôpital Laval, Institut universitaire de cardiologie et de pneumologie de l'Université Laval.
- Jacobson, M. Z. (2005). *Fundamentals of Atmospheric Modeling*. New York: Cambridge University Press.
- Janhall, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment (vol. 105)*, pp. 130 - 137.
- Jianmin, M., & Daggupati, S. M. (2000, Août). Effective Dry Deposition Velocities for Gases and Particles over Heterogeneous Terrain. *American Meteorological Society*, pp. 1379 - 1389.
- Leduc, R. (2005). *MDDELCC*. Consulté mars 3, 2017, from Guide de la modélisation de dispersion atmosphérique des contaminants: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/atmosphere/guide-mod-dispersion.pdf>
- Loubet, B. (s.d.). *Cours III. Dépôts de polluants et particules troposphériques*. Consulté 11 13, 2016, from Agro Paris Tech: http://www.google.ca/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwjQqM_uwabQAUhUk3IMKHdFMDQgQFggBMAA&url=http%3A%2F%2Fwww6.versailles-grignon.inra.fr%2Fecosys%2Fcontent%2Fdownload%2F3903%2F45120%2Fversion%2F1%2Ffile%2FBL_Cours_III_D%2
- MDDELCC. (2015, Janvier). *Direction des politiques de la qualité de l'atmosphère*. Consulté 11 23, 2015, from Guide d'instructions - Préparation et réalisation d'une modélisation de la dispersion des

- émissions atmosphériques: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/instructions-secteur-minier.pdf>
- MDDELCC. (2016). *Normes et critères québécois de la qualité de l'atmosphère - Version 5*. Consulté mars 3, 2017, from <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/Normes-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf>
- Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. (2006). *Portrait territorial: Abitibi-Témiscamingue*. Consulté 2 février, 2017, from MERN: <https://www.mern.gouv.qc.ca/publications/territoire/planification/portrait-abitibi.pdf>
- Monteith, J., & Unsworth, M. (2008). *Principles of Environmental Physics*. 3rd Edition: Elsevier.
- Nowak, D., Hirabayashi, S., Bodine, A., & Hoehn, R. (2013, 03). Modeled PM2.5 removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution*, pp. 395 - 402.
- NYS Department of Environmental Conservation . (n.d.). *Road Dust Estimation for Paved and Unpaved Roads*. Consulté 08 11, 2016, from http://www.dec.ny.gov/docs/air_pdf/sippm25rrmpappe.pdf
- OMER7A. (2010). *POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE : CAUSES ET CONSÉQUENCES*. Consulté mars 17, 2017, from Outils numériques pour l'étude des sciences de l'environnement terrestre: <http://omer7a.obs-mip.fr/>
- OMM. (2017). Consulté from Organisation météorologique mondiale : https://www.wmo.int/pages/prog/lsp/lsp_res_fr.html
- Pugh, T., Mackenzie, A., Whyatt, J., & Hewitt, C. (2012, June 4). Effectiveness of Green Infrastructure for Improvement of Air Quality in Urban Street Canyons. *Environmental Science and Technology*, pp. 7692 - 7699.
- RecyConsult. (2010). Consulté from Dictionnaire environnement: http://www.dictionnaire-environnement.com/depot_sec_ID2169.html
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H., Gawronska, H., & Gawronski, S. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment*, 347-354.
- San Joaquin Valley . (2010, 03 25). *Road Modelling Using AERMOD*. Consulté 08 11, 2016, from <https://www.valleyair.org/Workshops/postings/2010/03-25-10/CEQA%20HRA%20Guidelines%20Part%203%20-%20SJV%20Roadway.pdf>
- Song, Y., Maher, B., Li, F., Wang, X., & Sun, X. (2015, vol 105). Particulate matter deposited on leaf of five evergreen species in Beijing, China: Source identification and size distribution. *Atmospheric Environment*, pp. 53 - 60.

- Świercz, A. (2011). *REACTION OF CONIFEROUS FOREST VEGETATION TO PARTICULATE DEPOSITION UNDER ALKALINE PRESSURE*. Consulté 27, 2017, from Department of Environment Protection and Modeling, The Jan Kochanowski University in Kielce, Świętokrzyska:
<https://www.degruyter.com/downloadpdf/j/fobio.2011.7.issue--1/v10107-009-0027-9/v10107-009-0027-9.pdf>
- Terzaghi, E., Wild, E., Zacchello, G., Cerabolini, B. E., Jones, K. C., & Di Guardo, A. (2013, April 13). Forest Filter Effect: Role of leaves in capturing/releasing air particulate matter and its associated PAHs. *Atmospheric Environment*, pp. 378 - 384.
- TRINITY CONSULTANTS. (2007). *MODELING FUGITIVE DUST SOURCES WITH AERMOD*. National Stone, Sand and Gravel Association.
- Tuzet, A., & Wilson, J. (2007). Measured winds about a thick hedge. *Agricultural and Forest Meteorology* (145), pp. 195–205.
- University of Minnesota. (2012). *Selecting Trees and Shrubs in Windbreaks*. Consulté 02 21, 2017, from University of Minnesota - Environment and Agroforestry :
https://www.extension.umn.edu/environment/agroforestry/selecting-trees-shrubs-windbreaks/docs/windbreaksrevised_1.pdf
- US EPA. (2002, 05). *National Service Center for Environmental Publications (NSCEP)*. Consulté 08 16, 2016, from Potential Environmental Impacts of Dust Suppressants: "Avoiding Another Times Beach":
<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P10096FY.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2000+Thru+2005&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=>
- US EPA. (2008, October). *Average In-Use Emissions from Heavy-Duty Trucks*. Consulté 08 11, 2016, from US Environmental Protection Agency: <https://www3.epa.gov/otaq/consumer/420f08027.pdf>
- US EPA. (2013). *AERSURFACE User's Guide*. North Carolina: Office of Air Quality Planning and Standards, Air Quality Assessment Division, Air Quality Modeling Group.
- US EPA. (2015, November). *Exhaust Emission Rates for Heavy-Duty On-road Vehicles in MOVES2014*. Consulté 08 11, 2016, from US Environmental Protection Agency:
<https://www3.epa.gov/otaq/models/moves/documents/420r15015a.pdf>
- US EPA. (2016). *Emissions Factors & AP 42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors*. Consulté 8 11, 2016, from Air Emissions Factors and Quantification: <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emission-factors>

- Vézina, A. (2000, Janvier). *Les haies brise-vent*. Consulté from BAPE: Projets d'élargissement de la route 131 entre Notre-Dame-des-Prairies et Saint-Félix-de-Valois et de contournement à Saint-Félix-de-Valois: <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/R131/documents/DB41.pdf>
- Wang, X., Chow, J., D. Kohl, S., R. Yatavelli, L., E. Percy, K., Legge, A., & Watson, J. (2015, vol. 18). Wind erosion potential for fugitive dust sources in the Athabasca Oil Sands Region. *Aeolian Research*, pp. 121 - 134.
- Wania et Al. (2012). Analysing the influence of different street vegetation on traffic-induced particle dispersion using microscale simulations. *Journal of Environmental Management*, pp. 91-101.
- Western Regional Air Partnership . (s.d.). *Chapter 9. Storage Pile Wind Erosion*. Consulté mars 17, 2017, from WRAP: https://www.wrapair.org/forums/dejf/fdh/content/Ch9-Storage_Pile_Wind%20Erosion_Rev06.pdf
- Yang, J., Chang, Y., & Yan, P. (2015). Ranking the suitability of common urban tree species for controlling PM2.5 pollution. *Atmospheric Pollution Research*, pp. 267 - 277.
- Zeng, P., & Takahashi, H. (2000). A first-order closure model for the wind flow within and above vegetation canopies. *Agricultural and Forest Meteorology* 103 (2000) , 301–313.
- Zhou, P., & Al., e. (2017, Janvier 30). Simulating ozone dry deposition at a boreal forest with a multi-layer canopy deposition model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, pp. 1361–1379.
- Zota, A. R. (2012, January 24). Impact of Mine Waste on Airborne Respirable Particulates in Northeastern Oklahoma, United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, pp. 1347–1357.

Annexe 1 – Tableaux des résultats de concentration aux 72 récepteurs pour les modélisations de dispersion atmosphérique

Résultats de concentrations maximales sur une période de 24 heures pour la modélisation A – Sols sans végétation

Récepteur	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2,5}	Dépôt sec PST	Dépôt sec PM ₁₀	Dépôt sec PM _{2,5}	Distance de la source (m)
#	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ² s	µg/m ² s	µg/m ² s	
1	264	155	62	13,4	0,02	0,01	500
2	302	176	71	14,9	0,02	0,01	
3	237	136	54	14,7	0,02	0,01	
4	214	122	48	13,4	0,02	0,01	
5	200	121	49	10,7	0,02	0,01	
6	262	148	59	14,9	0,02	0,01	
7	272	155	62	14,1	0,02	0,01	
8	351	200	80	16,1	0,03	0,01	
9	316	177	71	16,9	0,03	0,01	
10	293	165	66	15,5	0,03	0,01	
11	214	121	49	12,8	0,02	0,01	
12	175	99	40	10,9	0,02	0,01	
13	147	84	34	10,7	0,02	0,01	
14	175	99	40	11,1	0,02	0,01	
15	143	81	33	9,3	0,01	0,005	
16	144	81	33	9,2	0,01	0,005	
17	135	77	31	7,9	0,01	0,004	
18	167	96	39	11,7	0,02	0,006	
19	102	70	28	6,8	0,01	0,004	1000
20	155	103	41	7,2	0,01	0,004	
21	95	64	26	6,1	0,01	0,004	
22	108	71	28	4,8	0,01	0,003	
23	115	73	29	4,4	0,01	0,002	
24	155	101	40	7,2	0,01	0,003	
25	124	86	34	5,3	0,01	0,003	
26	198	132	53	8,8	0,01	0,004	
27	224	145	58	9,7	0,01	0,005	
28	229	144	58	10,0	0,01	0,005	
29	197	118	47	7,5	0,01	0,003	
30	88	57	23	5,1	0,01	0,003	
31	58	36	14	3,7	0,01	0,002	
32	50	33	13	3,1	0,01	0,002	
33	53	33	13	3,4	0,01	0,002	

Récepteur	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2,5}	Dépôt sec PST	Dépôt sec PM ₁₀	Dépôt sec PM _{2,5}	Distance de la source (m)
#	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ² s	µg/m ² s	µg/m ² s	
34	93	58	23	5,5	0,01	0,003	2000
35	75	47	19	4,1	0,01	0,002	
36	78	49	20	5,0	0,01	0,003	
37	36	28	11	2,7	0,01	0,002	
38	45	37	15	2,2	0,00	0,002	
39	38	37	15	2,4	0,01	0,002	
40	41	43	17	1,7	0,00	0,001	
41	47	40	16	1,7	0,00	0,001	
42	52	40	16	2,2	0,00	0,001	
43	31	31	13	1,4	0,00	0,001	
44	77	71	29	3,6	0,01	0,002	
45	123	113	45	4,9	0,01	0,003	
46	155	148	60	5,2	0,01	0,003	
47	96	90	36	3,5	0,01	0,002	
48	30	25	10	1,6	0,004	0,001	
49	42	40	16	1,5	0,004	0,001	
50	21	20	8	1,0	0,002	0,001	
51	15	11	5	1,0	0,002	0,001	
52	38	29	12	2,2	0,005	0,001	
53	33	25	10	1,8	0,004	0,001	3000
54	43	32	13	1,8	0,004	0,001	
55	24	21	9	1,6	0,004	0,001	
56	25	23	9	1,2	0,003	0,001	
57	19	19	7	1,2	0,003	0,001	
58	18	31	12	1,0	0,003	0,001	
59	18	21	8	0,6	0,002	0,001	
60	21	19	8	0,9	0,002	0,001	
61	19	23	9	0,8	0,002	0,001	
62	73	87	35	3,0	0,01	0,002	
63	70	135	54	2,8	0,01	0,002	
64	54	108	44	2,1	0,01	0,002	
65	37	58	23	1,4	0,004	0,001	
66	15	16	6	0,8	0,002	0,001	
67	15	27	11	0,9	0,002	0,001	
68	8	14	6	0,5	0,001	0,000	
69	7	7	3	0,5	0,001	0,000	
70	22	20	8	1,2	0,003	0,001	
71	18	16	7	1,0	0,002	0,001	
72	35	33	13	1,4	0,003	0,001	

Résultats de concentrations maximales sur une période de 24h pour la modélisation B – Sols avec végétation

Récepteur	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2,5}	Dépôt sec PST	Dépôt sec PM ₁₀	Dépôt sec PM _{2,5}	Distance de la source (m)
#	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ² s	µg/m ² s	µg/m ² s	
1	282	185	74	41,03	0,319	0,021	500
2	347	226	91	45,11	0,260	0,021	
3	330	207	82	43,13	0,189	0,019	
4	275	181	73	37,38	0,134	0,017	
5	353	211	85	32,06	0,128	0,015	
6	430	261	105	39,57	0,117	0,019	
7	356	213	86	37,39	0,152	0,018	
8	492	295	119	44,19	0,155	0,020	
9	440	253	102	47,53	0,193	0,023	
10	326	190	76	39,54	0,175	0,019	
11	218	134	54	33,41	0,156	0,016	
12	167	102	41	25,38	0,135	0,012	
13	192	117	47	28,52	0,126	0,013	
14	167	97	39	23,03	0,078	0,010	
15	127	75	30	17,55	0,044	0,008	
16	116	69	28	18,11	0,048	0,008	
17	104	62	25	13,98	0,125	0,007	
18	164	102	41	25,12	0,231	0,014	1000
19	129	113	46	19,17	0,159	0,013	
20	216	176	70	21,88	0,114	0,015	
21	142	138	55	19,85	0,087	0,014	
22	106	97	39	13,75	0,074	0,009	
23	124	92	37	7,12	0,062	0,005	
24	235	203	82	13,82	0,045	0,009	
25	117	101	41	14,34	0,053	0,010	
26	246	200	80	16,95	0,075	0,011	
27	247	198	80	18,61	0,110	0,014	
28	266	192	77	19,73	0,092	0,012	
29	246	159	64	20,63	0,114	0,012	
30	161	115	46	18,95	0,125	0,012	
31	124	95	38	14,03	0,078	0,008	
32	94	72	29	10,81	0,036	0,006	
33	89	66	27	11,62	0,032	0,006	
34	125	86	34	15,15	0,044	0,008	
35	74	49	20	7,83	0,022	0,004	2000
36	95	75	30	13,43	0,146	0,008	
37	36	50	20	5,38	0,040	0,006	2000
38	55	68	27	4,66	0,046	0,006	

Récepteur	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2,5}	Dépôt sec PST	Dépôt sec PM ₁₀	Dépôt sec PM _{2,5}	Distance de la source (m)
#	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ² s	µg/m ² s	µg/m ² s	
39	33	62	25	4,84	0,037	0,006	
40	29	45	18	2,54	0,030	0,003	
41	23	46	19	1,60	0,024	0,003	
42	88	99	40	3,29	0,016	0,004	
43	31	44	18	3,13	0,021	0,004	
44	58	82	33	4,96	0,027	0,005	
45	95	117	47	5,53	0,043	0,006	
46	86	103	41	5,33	0,038	0,005	
47	64	81	33	5,53	0,049	0,006	
48	24	38	15	4,26	0,054	0,005	
49	39	49	20	2,82	0,018	0,003	
50	22	24	10	2,32	0,014	0,003	
51	21	30	12	2,90	0,013	0,003	
52	44	46	18	4,77	0,021	0,004	
53	30	29	12	3,08	0,010	0,002	
54	48	40	16	3,86	0,067	0,004	
55	26	34	14	2,47	0,022	0,004	3000
56	29	46	18	1,92	0,026	0,004	
57	11	30	12	1,70	0,020	0,003	
58	11	29	11	0,92	0,017	0,002	
59	8	28	11	0,56	0,011	0,002	
60	38	59	24	1,43	0,010	0,003	
61	16	33	14	1,00	0,012	0,002	
62	30	53	21	2,25	0,017	0,003	
63	43	79	32	2,47	0,024	0,003	
64	30	54	22	1,81	0,023	0,003	
65	20	39	16	2,11	0,028	0,003	
66	8	18	7	1,13	0,023	0,002	
67	12	26	10	0,96	0,008	0,002	
68	7	14	6	0,92	0,007	0,001	
69	8	19	8	1,07	0,007	0,002	
70	18	28	11	1,98	0,013	0,002	
71	13	17	7	1,27	0,006	0,001	
72	38	45	18	2,93	0,038	0,003	

**Résultats de concentrations maximales sur une période de 24h pour la modélisation C – Vents réduits par haie
brise-vent**

Récepteur	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2,5}	Dépôt sec PST	Dépôt sec PM ₁₀	Dépôt sec PM _{2,5}	Distance de la source (m)
#	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ² s	µg/m ² s	µg/m ² s	
1	216	133	54	33,54	0,306	0,019	500
2	204	128	52	32,59	0,245	0,015	
3	213	135	54	32,95	0,183	0,015	
4	201	131	52	34,34	0,126	0,016	
5	243	149	58	29,67	0,123	0,014	
6	299	193	75	31,74	0,117	0,015	
7	264	164	66	34,92	0,143	0,016	
8	295	173	70	36,10	0,148	0,017	
9	275	164	66	36,38	0,153	0,016	
10	237	143	58	36,47	0,170	0,017	
11	166	103	41	32,05	0,151	0,015	
12	129	79	32	24,22	0,128	0,011	
13	118	71	29	21,07	0,121	0,010	
14	90	53	21	13,50	0,077	0,006	
15	87	52	21	13,41	0,037	0,006	
16	96	57	23	15,40	0,043	0,007	
17	72	43	17	12,06	0,123	0,007	
18	133	83	34	21,44	0,224	0,013	
19	101	90	36	16,23	0,152	0,011	1000
20	110	93	37	12,06	0,111	0,008	
21	103	101	40	15,46	0,083	0,011	
22	74	70	28	12,90	0,072	0,009	
23	67	52	21	7,11	0,062	0,005	
24	176	143	57	11,69	0,036	0,007	
25	85	79	32	11,92	0,047	0,008	
26	138	110	44	13,56	0,074	0,009	
27	177	135	54	15,68	0,071	0,009	
28	162	117	47	15,14	0,078	0,009	
29	146	95	38	19,98	0,109	0,012	
30	82	67	27	15,87	0,117	0,010	
31	66	51	21	10,04	0,076	0,006	
32	51	39	16	6,12	0,018	0,003	
33	55	40	16	7,31	0,023	0,004	
34	89	63	25	12,04	0,039	0,006	
35	45	30	12	6,49	0,022	0,003	
36	68	55	22	10,33	0,144	0,008	
37	29	39	16	4,62	0,036	0,005	2000

Récepteur	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2,5}	Dépôt sec PST	Dépôt sec PM ₁₀	Dépôt sec PM _{2,5}	Distance de la source (m)
#	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ² s	µg/m ² s	µg/m ² s	
38	28	35	14	2,57	0,045	0,003	
39	25	47	19	3,93	0,032	0,005	
40	15	24	10	2,50	0,030	0,003	
41	12	23	9	1,60	0,024	0,002	
42	45	58	23	2,53	0,010	0,002	
43	19	28	11	2,78	0,018	0,003	
44	46	55	22	4,21	0,024	0,004	
45	66	79	32	4,44	0,026	0,004	
46	51	60	24	4,02	0,038	0,004	
47	36	43	18	5,34	0,048	0,006	
48	18	28	11	3,58	0,050	0,004	
49	20	24	10	1,74	0,018	0,002	
50	11	14	6	1,26	0,007	0,001	
51	13	18	7	1,70	0,009	0,002	
52	31	33	13	3,74	0,018	0,003	
53	18	18	7	2,32	0,010	0,002	
54	24	21	8	2,39	0,066	0,004	
55	13	25	10	2,10	0,020	0,003	3000
56	14	23	9	1,04	0,025	0,002	
57	9	24	10	1,44	0,018	0,003	
58	5	14	6	0,84	0,017	0,001	
59	4	14	6	0,51	0,011	0,001	
60	19	30	12	0,98	0,006	0,001	
61	8	17	7	0,92	0,009	0,001	
62	24	38	15	2,05	0,016	0,003	
63	31	53	21	2,05	0,014	0,003	
64	17	31	12	1,45	0,023	0,002	
65	11	25	10	2,04	0,027	0,003	
66	6	13	5	0,94	0,021	0,002	
67	6	13	5	0,58	0,008	0,001	
68	4	8	3	0,46	0,004	0,001	
69	5	11	4	0,65	0,005	0,001	
70	13	20	8	1,60	0,012	0,002	
71	9	12	5	1,09	0,006	0,001	
72	19	23	9	1,47	0,038	0,002	

Résultats de concentrations maximales sur une période de 24h pour la modélisation D – Dépôt sèche désactivée

Récepteur	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2,5}	Dépôt sec PST	Dépôt sec PM ₁₀	Dépôt sec PM _{2,5}	Distance de la source (m)
#	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ² s	µg/m ² s	µg/m ² s	
1	359	185	74	0,00	0,00	0,00	500
2	440	226	91	0,00	0,00	0,00	
3	413	207	82	0,00	0,00	0,00	
4	353	181	73	0,00	0,00	0,00	
5	410	211	85	0,00	0,00	0,00	
6	507	261	105	0,00	0,00	0,00	
7	415	214	86	0,00	0,00	0,00	
8	573	295	119	0,00	0,00	0,00	
9	492	253	102	0,00	0,00	0,00	
10	371	190	76	0,00	0,00	0,00	
11	260	134	54	0,00	0,00	0,00	
12	199	102	41	0,00	0,00	0,00	
13	229	118	47	0,00	0,00	0,00	
14	190	97	39	0,00	0,00	0,00	
15	145	75	30	0,00	0,00	0,00	
16	136	69	28	0,00	0,00	0,00	
17	120	62	25	0,00	0,00	0,00	
18	198	102	41	0,00	0,00	0,00	1000
19	220	113	46	0,00	0,00	0,00	
20	345	176	71	0,00	0,00	0,00	
21	272	139	55	0,00	0,00	0,00	
22	190	97	39	0,00	0,00	0,00	
23	180	93	37	0,00	0,00	0,00	
24	394	203	82	0,00	0,00	0,00	
25	198	102	41	0,00	0,00	0,00	
26	389	200	80	0,00	0,00	0,00	
27	385	198	80	0,00	0,00	0,00	
28	374	192	77	0,00	0,00	0,00	
29	310	159	64	0,00	0,00	0,00	
30	224	115	46	0,00	0,00	0,00	
31	184	95	38	0,00	0,00	0,00	
32	141	72	29	0,00	0,00	0,00	
33	129	66	27	0,00	0,00	0,00	
34	167	86	34	0,00	0,00	0,00	
35	96	49	20	0,00	0,00	0,00	2000
36	146	75	30	0,00	0,00	0,00	
37	98	50	20	0,00	0,00	0,00	

Récepteur	Concentration PST	Concentration PM ₁₀	Concentration PM _{2,5}	Dépôt sec PST	Dépôt sec PM ₁₀	Dépôt sec PM _{2,5}	Distance de la source (m)
#	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ² s	µg/m ² s	µg/m ² s	
38	133	68	27	0,00	0,00	0,00	
39	121	62	25	0,00	0,00	0,00	
40	88	45	18	0,00	0,00	0,00	
41	90	46	19	0,00	0,00	0,00	
42	193	99	40	0,00	0,00	0,00	
43	86	44	18	0,00	0,00	0,00	
44	159	82	33	0,00	0,00	0,00	
45	227	117	47	0,00	0,00	0,00	
46	201	103	41	0,00	0,00	0,00	
47	158	81	33	0,00	0,00	0,00	
48	74	38	15	0,00	0,00	0,00	
49	95	49	20	0,00	0,00	0,00	
50	47	24	10	0,00	0,00	0,00	
51	59	30	12	0,00	0,00	0,00	
52	89	46	18	0,00	0,00	0,00	
53	57	29	12	0,00	0,00	0,00	
54	78	40	16	0,00	0,00	0,00	
55	66	34	14	0,00	0,00	0,00	3000
56	89	46	18	0,00	0,00	0,00	
57	60	31	12	0,00	0,00	0,00	
58	56	29	11	0,00	0,00	0,00	
59	54	28	11	0,00	0,00	0,00	
60	115	59	24	0,00	0,00	0,00	
61	66	34	14	0,00	0,00	0,00	
62	104	54	22	0,00	0,00	0,00	
63	154	79	32	0,00	0,00	0,00	
64	105	54	22	0,00	0,00	0,00	
65	76	39	16	0,00	0,00	0,00	
66	36	19	7	0,00	0,00	0,00	
67	50	26	10	0,00	0,00	0,00	
68	27	14	6	0,00	0,00	0,00	
69	37	19	8	0,00	0,00	0,00	
70	55	28	11	0,00	0,00	0,00	
71	34	17	7	0,00	0,00	0,00	
72	89	46	18	0,00	0,00	0,00	